

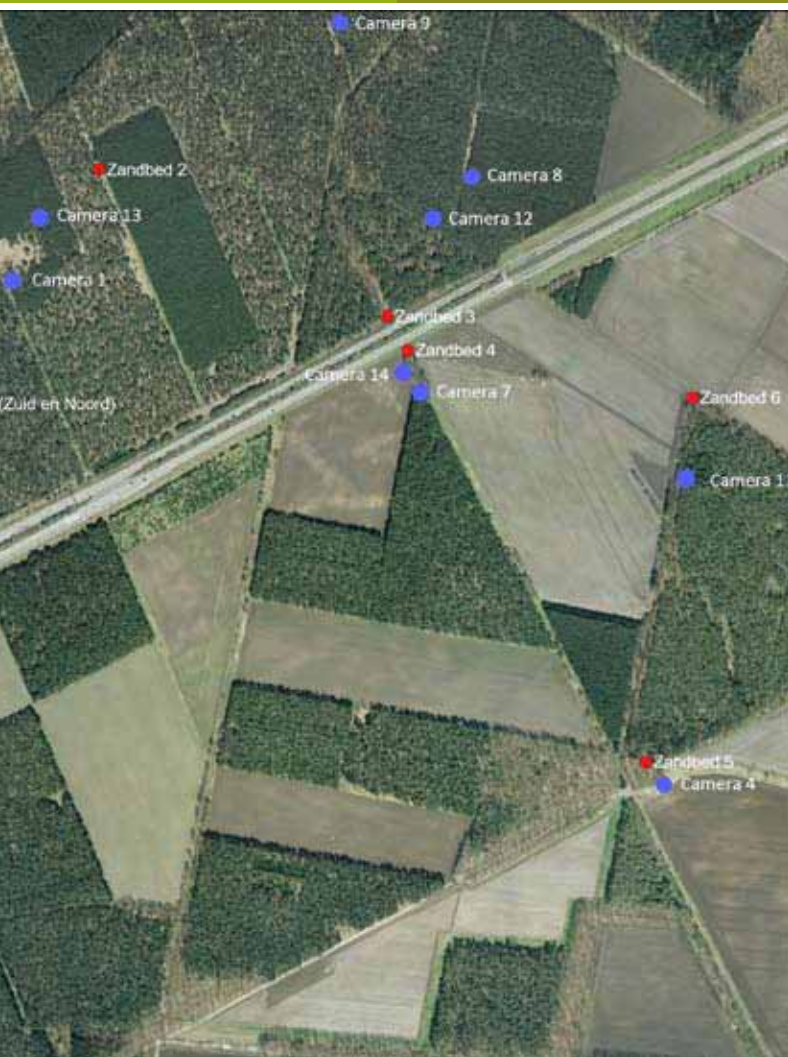
Opmeten van de huidige ecologische situatie (To) in de omgeving van het geplande ecoduct Kempengrens over de E34 in Postel (Mol)

RAPPORT

Natuur.studie

nummer 1

2013



Jorg Lambrechts,
Kris Boers,
Maarten Jacobs,
Joachim Mergeay,
Ward Machielsen
& Alex Lefevre

De natuur heeft je nodig. En vice versa.

natuurpunt

Opmeten van de huidige
ecologische situatie (To) in de
omgeving van het geplande
ecoduct Kempengrens over de E34
in Postel (Mol)

Opmeten van de huidige ecologische situatie (To) in de omgeving van het geplande ecoduct Kempengrens over de E34 in Postel (Mol)

Opdrachtgever: Vlaamse overheid, Departement LNE
Afdeling Milieu-integratie en –subsiëringen
Dienst Milieu-integratie Economie en Infrastructuur
Koning Albert II-laan 20 bus 8
1000 Brussel
Contactpersoon: Katja Claus (katja.claus@lne.vlaanderen.be)

© februari 2013
Natuurpunt Studie
Coxiestraat 11
2800 Mechelen

studie@natuurpunt.be
www.natuurpunt.be

Opdrachthouder: Natuurpunt Studie
Coxiestraat 11
B-2800 Mechelen
015/770163
Contactpersoon: jorg.lambrechts@natuurpunt.be
Onderaannemers: Nature ID, INBO



Terreinwerk: Ward Machielsens, Jorg Lambrechts, Maarten Jacobs, Kris Boers, Cleo Pandelaers, Sam Puls, Rik Puls, Mario Manhaeve, Tineke Logier, Alex Lefevre, Ann Lenaerts en Frank Van Gorp;
Determinaties Herman De Koninck (spinnen), Maarten Jacobs (loopkevers) en Francois Vankerkhoven (mieren);
Cartografie: Karin Gielen, Wout Willems;
Tekst: Jorg Lambrechts, Kris Boers (zoogdieren), Alex Lefevre (vleermuizen), Joachim Mergeay (genetisch luik);
Foto's: Jorg Lambrechts, Maarten Jacobs, Kris Boers, Ward Machielsens;

Wijze van citeren:
Lambrechts, J., Boers, K., Jacobs, M., Mergeay, J., Machielsens, W., Lefevre, A., Pandelaers, C. & Puls, S. 2013. Opmeten van de huidige ecologische situatie (T0) in de omgeving van het geplande ecoduct Kempengrens over de E34 in Postel (Mol). Natuurpunt Studie i.o.v. Vlaamse Overheid, LNE, Dienst Milieu-integratie Economie en Infrastructuur. Rapport Natuurpunt Studie 2013/1, Mechelen. 166 p.

Inhoudsopgave

1.	Samenvatting	6
2.	Inleiding.....	11
3.	Onderzoek actuele natuurwaarden omgeving toekomstig ecoduct.....	12
3.1.	Ecotoopkartering.....	12
3.1.1.	Methodiek	12
3.1.2.	Resultaten	12
3.1.2.1.	Ecotopen	12
3.1.2.2.	Hogere planten	13
3.1.2.3.	Mossen	16
3.1.2.4.	Fungi.....	16
3.2.	Zoogdieren partim I: vleermuizen	17
3.2.1.	Inleiding	17
3.2.2.	Methodiek veldwerk.....	17
3.2.2.1.	Heterodyne & tijdsexpansie batdetectoren	17
3.2.2.2.	Opnameapparatuur	18
3.2.2.3.	Geluidsanalyse	19
3.2.3.	Resultaten	19
3.2.3.1.	Algemene bevindingen	19
3.2.3.2.	Resultaten van de opnames met de D500x	21
3.2.3.3.	Soortbesprekingen	21
3.2.4.	Conclusies	22
3.3.	Zoogdieren partim II: overige zoogdieren.....	23
3.3.1.	Inleiding	23
3.3.2.	Methodiek	23
3.3.2.1.	Verzamelen bestaande gegevens.....	23
3.3.2.2.	Sporenonderzoek met zandbedden	23
3.3.2.3.	Cameravallen	26
3.3.2.4.	Sporenbuizen	26
3.3.2.5.	Verkeersslachtoffers.....	27
3.3.2.6.	Overige methodes	27
3.3.3.	Resultaten	28
3.3.3.1.	Algemeen overzicht.....	28
3.3.3.2.	Bespreking bestaande gegevens.....	30
3.3.3.3.	Sporenonderzoek met zandbedden	30
3.3.3.4.	Cameravallen	32
3.3.3.5.	Sporenbuizen	34
3.3.3.6.	Verkeersslachtoffers.....	36
3.3.3.7.	Bijvangsten in bodemvallen.....	38
3.3.3.8.	Slangenplaten.....	39
3.3.3.9.	'Losse waarnemingen'	39
3.3.4.	Soortbesprekingen	41
3.3.4.1.	Insecteneters	41
3.3.4.2.	Haasachtigen.....	42
3.3.4.3.	Knaagdieren	43
3.3.4.4.	Roofdieren	45
3.3.4.5.	Evenhoevigen.....	49
3.3.5.	Conclusies	52
3.4.	Vogels	53
3.4.1.	Inleiding	53
3.4.2.	Methodiek.....	53
3.4.3.	Resultaten	53
3.4.3.1.	Gerichte kartering.....	53
3.4.3.2.	Cameravalonderzoek	57
3.4.3.3.	Onderzoek verkeersslachtoffers.....	58
3.4.4.	Conclusies en impact van aanleg ecoduct op soorten.....	58
3.5.	Reptielen.....	59
3.5.1.	Methodiek	59
3.5.2.	Resultaten	62

3.6. Amfibieën	66
3.6.1. Methodiek	66
3.6.2. Resultaten	67
3.7. Sprinkhanen	69
3.7.1. Inleiding	69
3.7.2. Methodiek	69
3.7.3. Resultaten	69
3.7.4. Conclusies	73
3.8. Bodembewonende ongewervelden: loopkevers, spinnen en mieren	74
3.8.1. Inleiding	74
3.8.2. Methodiek	74
3.8.2.1. Beschrijving van de onderzochte locaties	74
3.8.3. Resultaten	92
3.8.3.1. Loopkevers	92
3.8.3.2. Spinnen	103
3.8.3.3. Mieren	115
3.9. Dagvlinders	121
3.10. Libellen	125
3.11. Overige ongewervelden	129
4. Algemene conclusies mbt inrichting van het te bouwen ecoduct opdat het geschikt is voor de doelsoorten	130
4.1. Algemene principes	130
4.1.1. Inleiding	130
4.1.2. Vereisten gesteld vanuit de doelsoorten	130
4.1.2.1. Gladde slang	130
4.2. Ecoduct zelf	132
4.3. De directe omgeving	134
4.1. De wijdere omgeving	136
4.1.1. Gladde slang	136
4.1.2. Ingekorven vleermuis	136
5. Uitwerking van een voorstel voor genetisch onderzoek	138
5.1. Inleiding	138
5.2. Fragmentatie en toevalseffecten	139
5.2.1. Hoe groot is groot genoeg: genetische criteria	140
5.2.2. Ecologische verbinding	141
5.2.3. Vergroten of verbinden?	142
5.2.4. Dispersie van organismen	142
5.2.5. Waarom is genetisch onderzoek wenselijk?	143
5.3. Wetenschappelijke design van een impactstudie	143
5.4. Simulaties	147
5.4.1. Nut van simulaties	147
5.4.2. Opzet van de simulaties	147
5.4.3. Statistische verwerking van de gesimuleerde gegevens	151
5.4.4. Resultaten van de simulaties	152
5.4.5. Bespreking van de analyse van de simulaties	155
5.5. Monitoring van genetische diversiteit	157
5.5.1. Statistische kracht	157
5.5.2. Data-analyse	158
5.5.3. Ecoprofielen	159
6. Referenties	160

Leeswijzer

De studie begint met een samenvatting (§ 1) en een inleiding (§ 2).

Hoofdstuk 3 presenteert de methodiek en de resultaten van het inventariseren van de bestaande natuurwaarden (fauna en flora) in de omgeving van het geplande ecoduct. Tevens wordt ingeschat welke potentiële natuurwaarden er mogelijk kunnen ontwikkeld worden en welke doelsoorten mogelijk gebruik zouden kunnen maken van het ecoduct.

Vervolgens worden in hoofdstuk 4 aanbevelingen gedaan voor inrichting van het ecoduct en de directe omgeving.

Tenslotte wordt in hoofdstuk 5 door INBO een voorstel tot genetisch onderzoek uitgewerkt.

1. Samenvatting

De Vlaamse en Nederlandse overheid starten in 2013 met de bouw van een gezamenlijke natuurbrug, het ecoduct Kempengrens. Die zal gebouwd worden over de E34 (A67 genoemd in Nederland) in Postel, ter hoogte van de grens met Nederland, dus op de grens van de gemeenten Mol (B) en Bladel (NI), vlakbij de gemeenten Reusel, Bergeyk en Eersel (NI).

Doelstelling is om de versnipperende effecten van de snelweg op de fauna en flora te mitigeren. Op die manier kunnen de grote natuurgebieden ten noorden en ten zuiden van deze snelweg weer 'verbonden' worden met elkaar. Een voorwaarde voor het functioneren is wel dat men ook werkt aan de landschappelijke en ecologische inrichting van de 'verbindingsgebieden'. Die 'verbindingsgebieden' zijn de aan het ecoduct aanpalende terreinen die de verbinding vormen met de wat verder gelegen grote natuurgebieden.

Om het functioneren van het geplande ecoduct te kunnen meten, is het opmeten van de ecologische situatie (T0 of nulsituatie) voor de aanleg van het ecoduct noodzakelijk.

Dit rapport presenteert de resultaten van het onderzoek naar de nulsituatie, uitgevoerd door Natuurpunt Studie vzw en de studiewerkgroepen van Natuurpunt (Vleermuizenwerkgroep, Zoogdierenwerkgroep en Hyla, de amfibieën en reptielenwerkgroep) in samenwerking met Nature ID en het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO).

Een eerste luik van deze studie betrof het inventariseren van de bestaande natuurwaarden (fauna en flora) in de omgeving van het geplande ecoduct. Dit onderzoek is uitgevoerd in de periode eind maart tot begin november 2012.

Het studiegebied is afgebakend als de omgeving in een straal van 1 km rond de locatie waar het ecoduct Kempengrens gepland is. Geregeld is ook (net) daarbuiten gezocht, zoals in de meerdere hectares mooi ontwikkelde droge heide op de 4 hoeken van de douaneparking en in meerdere hectares natte heide in Nederland, aansluitend bij het gebied Goorloop.

Uit het studiegebied (waaronder de eigendommen van de Koninklijke Schenking in België en de gemeentebossen van Bladel en Reusel in Nederland) waren eerder weinig faunagegevens bekend.

Deze studie (met gegevens uit 2012) levert een belangrijke bijdrage aan de kennis van de fauna van het gebied.

In het studiegebied (314 ha groot) domineren naaldbossen (200 ha) en akkers (86 ha). Enkel in de bermen van de snelweg zijn soortenrijke graslanden (hp+) of struisgrasland (ha) aanwezig, met elementen van droge heide (cg).

Droge heide komt zeer beperkt -minder dan een halve ha- voor binnen de straal van 1 km. Daarnaast zijn er nog beperkte oppervlaktes met Pijpenstro vergraste heide (cm).

De inventarisatie van grote zoogdieren gebeurde met verschillende methoden: cameravallen, sporenonderzoek op zandbedden, en verspreid over het gebied, zichtwaarnemingen en zoeken naar verkeersslachtoffers. Voor de kleine marterachtigen (Wezel en Hermelijn) werden sporenbuizen gebruikt om de aanwezigheid aan te tonen. Tevens werd een cameraval in een bak geplaatst.

De cameravallen leverden de meeste gegevens op. Bijna alle soorten zijn geregistreerd via deze camera's: enkel de Spitsmuizen en een Wezel werden niet door de cameravallen maar wel met de andere methoden gevonden.

Opvallend waren de regelmatige waarnemingen van Steenmarter. Waarnemingen van deze soort in deze regio van Vlaanderen zijn eerder schaars. Ook de aanwezigheid van een Everzwijn was een verrassing. Er zijn maar weinig waarnemingen uit de provincie Antwerpen gekend. Het Everzwijn, vermoedelijk slechts 1 exemplaar, is enkel in het voorjaar vastgesteld.

De meest gevonden soort is de Bosmuis. Dit komt door het hoge aantal waarnemingen door de cameraval in een bak. Van de grote zoogdieren is het Ree het meest waargenomen.

De roofdieren (Steenmarter, Vos,...) werden logischerwijs minder vaak waargenomen. Zij hebben namelijk een groot leefgebied. Opvallend was dat de Vos zich tot september niet heeft laten fotograferen. Verder zijn nog Egel, Eekhoorn, Haas, Konijn en Woelmuizen vastgesteld.

Honden waren, voor zover wij konden vaststellen, steeds in gezelschap van mensen. Wel wordt het gebied door Huiskatten gebruikt als jachtgebied, terwijl er in de onmiddellijke omgeving geen woningen zijn.



Figuur 1: Het Ree is talrijk aanwezig zowel ten noorden als ten zuiden van de E34 ter hoogte van het geplande ecoduct Kempengrens. Deze foto werd gemaakt met een 'cameraval' wat de meest succesvolle methodiek was om de zoogdierfauna in kaart te brengen. Foto Kris Boers.

Minstens 6 verschillende soorten vleermuizen zijn aangetroffen in het onderzochte gebied. De Gewone dwergvleermuis, Rosse vleermuis en Laatzvlieger zijn het frequentst aangetroffen. Overige soorten zijn de Ruige dwergvleermuis, een *Myotis*-soort en één van beide soorten Grootoorvleermuis.

Qua broedvogels is er gelet op de aanwezigheid van 4 Vogelrichtlijnsoorten. Boomleeuwerik is in het voorjaar opvallend aanwezig met minstens 2 mogelijk 3 territoria op de grote akkers ten zuiden van de E34. We vragen ons af in hoeverre broedsels er succesvol (kunnen) zijn, gezien hier enkel akkers als open ecotopen voorkomen. Zwarte specht is geregeld aangetroffen in de naaldbossen. Wespandief en Nachtzwaluw zijn niet waargenomen in 2012.

Voor het onderzoek naar de aanwezigheid van reptielen is gebruik gemaakt van 'slangenplaten' vermits dit een erg goede methode is om Hazelwormen te inventariseren en de best gekende methode voor Gladde slang.

Er zijn 66 slangenplaten uitgelegd op 22 verschillende locaties, min of meer verspreid over het studiegebied, en deze zijn opgevolgd van april tot eind september 2012.

Levendbarende hagedis is zowel via deze slangenplaten als via gericht zoeken opgespoord.

De Gladde slang is door ons aangetroffen in een natte heide in Nederland, op net iets meer dan 1 kilometer van het geplande ecoduct. Dit betreft een nieuwe vindplaats voor deze Habitatrichtlijnsoort. Er zijn tal van nieuwe vindplaatsen van Levendbarende hagedis in kaart gebracht. Het betreft evenwel veelal kleine habitatplekken.

Er zijn 5 soorten amfibieën waargenomen, middels onderzoek met fuiken en schepnet. Dit zijn de in Vlaanderen meest algemene soorten: Kleine watersalamander, Alpenwatersalamander, Gewone pad, Bruine kikker en Groene kikker. Meer kenmerkende soorten van oligotrofe terreinen zoals Vinpootsalamander, Heikikker en Rugstreeppad zijn niet vastgesteld.

Van de 14 door ons via gericht zoeken geregistreerde sprinkhaansoorten zijn er 4 opgenomen in de Vlaamse Rode lijst, met name Snortikker, Heidesabelsprinkhaan, Negertje en Kustsprinkhaan. Voedselarme open ecotopen spelen voor deze soorten een belangrijke rol. De natte heide in Nederland, de snelwegbermen en open plekken in het naaldbos evenals brede grazige zones in bosranden herbergen deze soorten. De Heidesabelsprinkhaan is de belangrijkste doelsoort voor ontsnippering omdat de soort zowel op de Rode lijst staat en habitatspecifiek is en gevoelig is voor versnippering.

Onderzoek naar drie groepen bodembewonende ongewervelden, met name loopkevers, spinnen en mieren, vond plaats met behulp van 8 reeksen van 2 bodemvallen, die actief waren in de periode april – oktober 2012, en 2 reeksen van 10 bodemvallen, actief in de periode half juli – half september 2012. We selecteerden de 10 'meest kansrijke' locaties in het studiegebied, dus de plekken waar we de meest bijzondere ongewervelden verwachtten. Niet minder dan 8 van de 10 onderzochte locaties bevinden zich in de bermen van de E34.

Het onderzoek naar loopkevers leverde 67 soorten op, waarvan volgens de meest recente Rode lijst 3 'kwetsbare' soorten, 15 'zeldzame' soorten en 1 'achteruitgaande' soort. Van deze 19 'meest bijzondere' soorten zijn er 3 kenmerkend voor natte pioniersituaties of natte graslanden en alle overige voor droge heide of droge schraalgraslanden.

De meeste van de gevonden Rode-lijstsoorten zouden over goede tot zeer goede versnipperingscapaciteiten beschikken (macropteer), uitgezonderd een viertal soorten. Best gedocumenteerd is de volgens de Rode lijst 'kwetsbare' *Pterostichus lepidus* die een zeer versnipperingsgevoelige soort is. Daarnaast zijn ook *Notiophilus germinyi*, *Masoreus wetterhali* en *Olisthopus rotundatus* waarschijnlijk gevoelig voor versnippering. Van de in Vlaanderen 'momenteel niet bedreigde' soorten zijn er daarenboven 3 strikt brachyptere loopkevers aangetroffen in het onderzoek. Het ecoduct Kempengrens kan na aanleg voor deze 7 soorten een rol spelen naar ontsnippering.

Een brede, schrale, jaarlijks gemaaide snelwegberm bleek het meest bijzonder voor loopkevers, evenals de 4 droge-heideterreinen op de 4 hoekpunten van de douaneparking.

In totaal zijn er 124 spinnensoorten door ons gevangen in het studiegebied, waarvan er niet minder dan 31 op de Rode lijst zijn opgenomen. Drie soorten worden met uitsterven bedreigd, met name Veenpiraat (*Pirata tenuitarsis*), Heidepiraat (*Pirata uliginosus*) en het Gehoornd schaduwdubbelkopje (*Walckenaeria alticeps*). Daarnaast zijn er 10 'bedreigde' soorten en 18 'kwetsbare' soorten.

De Lepelhangmatspin (*Pityohyphantes phrygianus*) wordt hier nieuw voor de provincie Noord-Brabant (Nederland) gemeld. Er is 1 exemplaar in een brede snelwegberm gevonden, op ca. 100 m van de Belgische grens. De soort is overigens nog niet van Vlaanderen bekend.

Niet minder dan 20 van deze Rode-lijstsoorten zijn kenmerkend voor droge schrale graslanden en droge heide. De soortensamenstelling verschilt tussen locaties maar eigenlijk is de spinnenfauna op alle onderzochte locaties waardevol te noemen.

Met 25 mierensoorten kan het studiegebied in Postel tot de betere gebieden in Vlaanderen gerekend worden qua soortendiversiteit. Meer dan één derde van de soorten (9 soorten) zijn opgenomen in de Vlaamse Rode lijst, eveneens een indrukwekkend aantal. De Rode-lijstsoorten zijn kensoorten van droge schraallanden, natte en droge heide en schrale lichtrijke bossen of bosranden. De drie inheemse soorten 'Rode bosmieren' zijn aangetroffen. Deze hebben een zeer grote ecologische betekenis.

De 4 droge-heidevegetaties op de 4 hoekpunten van de douaneparking herbergen de meeste Rode-lijstsoorten. Een dichte Pijpenstrovegetatie omgeven door naaldbos leverde het hoogste soorten aantal.

Van de 22 waargenomen dagvlinderssoorten in 2012 is het Heideblauwtje de meest bijzondere. Het is een kensoort van natte heide en ze staat op de Rode lijst. Een andere kenmerkende soort van het 'heidelandschap' is Bont dikkopje. Voorts zijn er enkele vrij interessante soorten van droge schrale

graslanden (Kleine vuurvliinder, Hooibeestje en Zwartspruitdikkopje) en van open bossen of bosranden (Citroenvliinder, Groot dikkopje) waarvan populaties zijn aangetroffen.

Er zijn 17 libellensoorten waargenomen in 2012 in de directe omgeving van het geplande ecoduct. Hiervan zijn Tangpantserjuffer en Venglazenmaker als 'kwetsbaar' opgenomen in de Vlaamse Rode lijst en Tengere pantserjuffer en Koraaljuffer als 'zeldzaam'.

Belangrijk bij de inrichting van het ecoduct en directe omgeving is de omvorming van akkers naar heide en de aanleg van heidecorridors en -stapstenen in de naaldbossen.

In een tweede luik van deze studie is door het INBO een voorstel tot genetisch onderzoek uitgewerkt.

Daarbij wordt eerst, op theoretische basis, de rol van habitatfragmentatie geschetst in het verlies van genetische diversiteit. Daarbij komt het belang van genetische diversiteit voor behoud van populaties en soorten aan bod. Verder wordt nagegaan hoe we genetische criteria kunnen gebruiken om te bepalen of er nood is aan ontsnippering of alternatieve maatregelen. Er wordt ingegaan op de nood en de aard van een degelijke wetenschappelijke opzet van een impactstudie.

Vervolgens wordt aan de hand van simulaties van virtuele populaties weergegeven welk effect we voor ontsnippering kunnen verwachten van ecoducten onder een combinatie van realistische parameters van populatiegrootte en dispersie van organismen. Hierbij worden de effecten van een fictief ecoduct vergeleken met de effecten van een continue verbinding (geen fragmentatie) en met een continue barrière (geen verbinding). De analyse van deze gesimuleerde gegevens toont dat populaties die rechtstreeks aansluiten op het ecoduct hiervan een positief effect ondervinden. Dit geeft aan dat de ruimtelijke planning van een ecoduct zo goed mogelijk moet aansluiten op bestaande populaties aan weerszijden van de barrière.

Tenslotte is een monitoringsschema uitgewerkt voor het ecoduct Kempengrens, dat gericht is op het detecteren van mogelijke effecten van een ecoduct op de genetische structuur van populaties van soorten met drie verschillende ecologische profielen, gebaseerd op hoe een ideale verzameling stalen er zou uitzien voor een welbepaalde methodologie van dataverwerking. De voorgestelde opzet bestaat erin om individuen van de doelsoort op een zo regelmatig mogelijk raster te bemonsteren aan weerskanten van de barrière, waarbij elk staal een geografische referentie krijgt. De staalname gebeurt tot op een afstand van het ecoduct die overeenkomt met twee- tot viermaal de mediane dispersie-afstand van de doelsoort. Hierbij wordt gepoogd om aan weerskanten van de barrière minstens 100 onafhankelijke DNA-stalen te verzamelen per doelsoort. Voor elk individu wordt een genetisch profiel opgesteld aan de hand van minstens tien (voor microsatellieten) tot 50 (voor SNPs) genetische markers. De genetische variatie tussen individuen wordt vervolgens via een redundantie-analyse gerelateerd aan de onderliggende geografische structuur, de positie ten opzichte van de barrière en de afstand tot het ecoduct. Deze procedure wordt in de tijd herhaald, waarbij een eerste staalname gebeurt voor de bouw van het ecoduct en latere staalnames gebeuren op verschillende latere tijdstippen. Vervolgens wordt nagegaan of de aanwezigheid van het ecoduct mettertijd gepaard gaat met een afname van de hoeveelheid genetische structuur die verklaard wordt door de aanwezigheid van de barrière. Replicatie over soorten heen laat bovendien toe om hier ook betrouwbaarheidsintervallen voor te berekenen en de algemene efficiëntie van het ecoduct te bepalen.

We besluiten met enkele algemene conclusies.

Reptielen zijn veeleisend qua habitatkeuze én zeer gevoelig voor versnippering van leefgebieden. Ontsnippering – met andere woorden: het opnieuw verbinden van leefgebieden – is dus zeer belangrijk. Gladde slang kan omwille van deze twee redenen en omwille van de hoge beschermingsstatus als de meest belangrijke doelsoort beschouwd worden bij realisatie van voorliggend project. Deze soort prijkt dus terecht op de eerste bladzijde van de publieksfolder van het ecoduct Kempengrens.

In deze studie is veel aandacht besteed aan de bermen van de E34. Voor bepaalde faunagroepen (reptielen, dagvlinders, sprinkhanen, loopkevers, spinnen en mieren) blijken de bermen erg waardevol en herbergen ze meer Rode-lijstsoorten dan de directe omgeving (binnen een straal van 1 km) van het geplande ecoduct. De ingezamelde gegevens kunnen aldus ook voor evaluatie van het bermbeheer

gebruikt worden. In het bijzonder een erg schrale, jaarlijks gemaaide berm in Nederland evenals de 4 droge-heideterreinen op de 4 hoekpunten van de douaneparking in België zijn toplocaties in termen van aantal Rode-lijstsoorten.

Een heel belangrijk aspect om de functionaliteit van het ecoduct te verhogen, is habitattherstel in de directe omgeving. Dit kan tal van bijkomende soorten aantrekken uit de grotere heidegebieden in de ruimere omgeving. We denken in de eerste plaats aan brachyptere heidesoorten als Veldkrekel, Boskrekel en loopkevers als *Bembidion nigricorne*, *Calathus micropterus* en mogelijk zelfs de Goudgerande schallebijter (*Carabus nitens*). Laatstgenoemde is een kensoort van natte heide die in dat ecotoop soms in hoge dichtheden kan voorkomen en dan een belangrijke voedselbron voor Grauwe klauwier kan vormen.

Onderzoek naar recreatie was niet voorzien, maar op basis van onze vele plaatsbezoeken kunnen we hier wel onze ervaringen meegeven. We zagen slechts sporadisch wandelaars en zelden mountainbikers. Wanneer wandelaars een hond mee hadden, liep deze nooit aangelijnd. Motorcrossers zijn dan weer relatief veel aanwezig. Bijna elk weekend stonden hun sporen op de zandbedden 3 en 4. Dit zijn de beide ingangen van een tunneltje onder de snelweg vlakbij de locatie waar het ecoduct gepland is. Dit is erg belangrijk met betrekking tot het aspect handhaving op het aan te leggen ecoduct. Zonder controle en handhavingsbeleid dreigt er veel verstoring door motorcrossers.

2. Inleiding

De Vlaamse en Nederlandse overheid starten in 2013 met de bouw van een gezamenlijke natuurbrug, het ecoduct Kempengrens. Deze zal gebouwd worden over de E34 in Postel, ter hoogte van de grens met Nederland, dus op de grens van de gemeenten Mol (B) en Bladel (NI).

Doelstelling is om de barrièrewerking, de versnipperende effecten van de snelweg op de fauna en flora te mitigeren. Op die manier kunnen de grote natuurgebieden ten noorden en ten zuiden van deze snelweg weer 'verbonden' worden met elkaar.

Om het functioneren van het geplande ecoduct te kunnen meten, is het opmeten van de huidige ecologische situatie (T0 of nulsituatie) voor de aanleg van het ecoduct noodzakelijk.

Voorliggend rapport presenteert de resultaten van deze nulmeting.

Het betreft het inventariseren van de bestaande natuurwaarden (fauna en flora) in de omgeving van het geplande ecoduct.

Er is veel aandacht besteed aan het inventariseren van ongewervelden. Vele soorten zijn immers goede indicatorsoorten voor bepaalde habitats maar eveneens voor versnippering. Tenslotte zijn er ook bepaalde soorten kansrijk voor genetisch onderzoek naar de effecten van een ecoduct.

Daarnaast wordt zo goed mogelijk ingeschat welke potentiële natuurwaarden er mogelijk kunnen ontwikkeld worden en welke doelsoorten mogelijk gebruik zouden kunnen maken van het ecoduct.

Tenslotte worden ook aanbevelingen gedaan voor inrichting van het ecoduct.

In mei 2008 heeft Natuurpunt Studie het online dataportaal www.waarnemingen.be gelanceerd en worden op die manier veel gegevens ingezameld (8 miljoen waarnemingen op 20/02/2013).

Tot 2012 waren maar zeer weinig waarnemingen uit het studiegebied in de databank ingevoerd.

Voorliggende studie in 2012 levert een grote bijdrage aan de kennis van de fauna van het gebied.

3. Onderzoek actuele natuurwaarden omgeving toekomstig ecoduct

3.1. Ecotoopkartering

3.1.1. Methodiek

In een straal van 1 km rond de toekomstige ecoduct, dus voor een oppervlakte van ca. 314 ha, is de Biologische Waarderingskaart geüpdatet.

Bijzondere plantensoorten zijn gekarteerd.

3.1.2. Resultaten

3.1.2.1. Ecotopen

Onderstaande tabel 1 geeft de ecotopen weer die in een straal van 1 km rond de geplande ecoduct voorkomen, met hun respectievelijke oppervlaktes.

Tabel 1: BWK-ecotopen in een straal van 1 km rond de geplande ecoduct voorkomen, met hun respectievelijke oppervlaktes

omschrijving BWK-ecotoop	BWK-code	Oppervlakte
oligotrofe waterpartij	ao	0,09
akker (op zandige bodem)	b/bs	86,43
droge heide	cg	0,38
heide met dominantie van Pijpenstro	cm	2,34
idem, met boomopslag	cmb	1,55
struisgrasland + droge heide	ha + cg	3,26
soortenrijk grasland	hp+	2,06
verruigd grasland	hr	0,26
bomenrij	kb	0,59
aanplant	n	1,39
naalddhout	p	117,89
naalddhout	pa	29,72
naalddhout	ppi	5,02
naalddhout	ppmh	46,27
Eikenberkenbos	qb	3,47
struweelopslag van diverse aard	sz	1,71
bebouwing (tankstation)	u	2,94
E34	weg	6,63
Totale oppervlakte		311,98

Het dominante ecotoop zijn naaldbossen (p-types), die in totaal 200 ha beslaan. Loofbossen nemen maar 3,5 ha in (qb).

Akkers (b) beslaan in totaal meer dan 86 ha.

De bermen van de snelweg zijn als soortenrijke graslanden (Hp+) of struisgrasland (Ha) gekarteerd, met elementen van droge heide (cg).

Droge heide (cg) komt zeer beperkt – minder dan een halve ha- voor binnen de straal van 1 km, maar net erbuiten liggen meerdere hectares op de 4 hoeken van de douaneparking.

Ten noorden van de E34 bestaat de vegetatie bijna uitsluitend uit naaldbossen. Er bevinden zich weinig open plekken in het bos. Enkel een paar brandgangen zorgen ervoor dat wat licht de bodem kan bereiken. In de loop van 2012 zijn deze bossen plaatselijk wel sterk gedund.

Ten zuiden van de E34 is er een meer gevarieerd landgebruik. Hier bevinden zich zowel naaldbossen als gemengde bossen. Bovendien zijn er meerdere grote akkers.

Opmerkelijk is dat in bepaalde open naaldbossen ten zuiden van de E34 veel Sporkenhout groeit, een belangrijke nectarplant van insecten (vlinders, bijen) en waardplant van Citroenvlinder.

Een enkel grasland en een mooi ontwikkelde natte heide situeren zich net buiten de straal van 1 km.

Ten noorden van de E34, in Nederland, ligt de Groote cirkel. Naaldbos is gekapt en geplagd en er zal 22 ha open heide ontwikkeld worden (med. Jan Rots).

3.1.2.2. Hogere planten

Alle interessante plantensoorten zijn genoteerd en de precieze vindplaatsen zijn ingevoerd in www.waarnemingen.be. De verspreiding van een selectie van 10 soorten is op kaart weergegeven.

Opmerkelijk is dat de meeste interessante soorten geconcentreerd in de snelwegbermen staan, enerzijds in de heideterreinen op de douaneparking en anderzijds in de brede snelwegbermen net in Nederland.

Voor Struikheide is de kartering niet compleet, maar we vonden het nuttig deze algemene soort toch weer te geven op kaart. Zo blijkt dat die in een aantal bosranden aanwezig is.

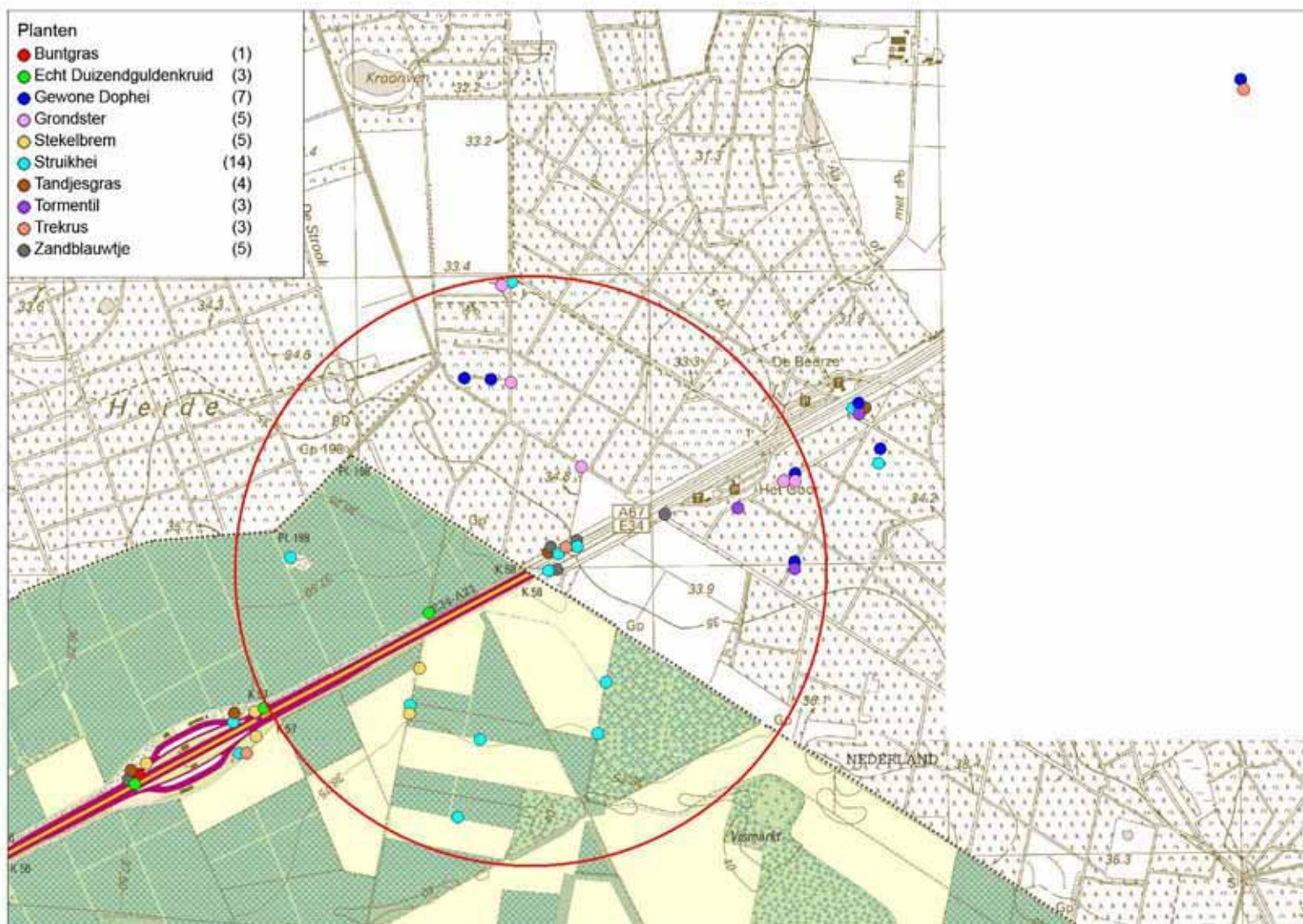
De meest bijzondere soort is **Grondster** (*Illecebrum verticillatum*). Het is in Vlaanderen een zeldzaam en in verspreiding sterk achteruitgaand plantje (De Blust in Van Landuyt *et al.*, 2006). Op militaire domeinen in de Kempen is de soort plaatselijk talrijk, specifiek op paden en tanktracks, vooral in laagtes waar een deel van het jaar water stagneert en die nadien droogvallen.

Grondster is sterk afgenomen in Vlaanderen door verdroging (en ontginning) van (natte) heide en door het verharderen van de paden waarop ze groeit. De soort kan ook verdwijnen door dichtgroeien van de vindplaatsen.

Grondster is abundant op enkele plaatsen in het Nederlands deel van het studiegebied. Telkens betreft het bermen van onverharde wegen. De bermen van een bepaalde zandweg worden beiderzijds gedomineerd door Grondster, over een afstand van honderden meters.



Figuur 2: Grondster is abundant op enkele paden in het Nederlands deel van het studiegebied. 9 augustus 2012.
Foto Jorg Lambrechts.



Figuur 3: Situering van de aanwezigheid van 10 plantensoorten in het studiegebied.

Opmeten van de huidige ecologische situatie (T0) in de omgeving van het geplande ecoduct Kempengrens over de E34 in Postel (Mol)

3.1.2.3. Mossen

Deze taxonomische groep viel buiten voorliggende opdracht.

Twee waterpartijen hebben een venachtig karakter en worden gedomineerd door veenmossen (*Sphagnum spec.*). Dit is vermeldenswaardig omdat zulke waterpartijen potentieel een erg kenmerkende en zeldzame fauna herbergen (amfibieën, libellen, waterkevers).

3.1.2.4. Fungi

Deze taxonomische groep viel buiten voorliggende opdracht.

Vermeldenswaard is de waarneming van 6 Krulhaarkelkzwammen (*Sarcoscypha austriaca*) op 17 maart 2012 vlakbij de grens België – Nederland, net in België (<http://waarnemingen.be/waarneming/view/63957210>). Deze soort is zeldzaam in de regio.



Figuur 4: Krulhaarkelkzwammen (*Sarcoscypha austriaca*) vlakbij de grens België – Nederland. 17 maart 2012. Foto Kris Boers.

3.2. Zoogdieren partim I: vleermuizen

3.2.1. Inleiding

Vleermuizen zijn door een lage reproductiesnelheid, relatief lange zoogtijd en een lang leven zeer kwetsbaar voor habitatconversie en habitatwijzigingen. Op de koop toe kan er plaatselijk een hoog sterftecijfer optreden door drukke verkeerswegen. Een vijftal studies uitgevoerd in Frankrijk gaven een mortaliteit weer van tussen de 1 en 30%.

Vleermuizen zijn met andere woorden een zeer belangrijke diergroep om mee te nemen in ontsnipperingsstudies. Naast de verkeersslachtoffers die vallen is er nog het knelpunt dat tal van vleermuissoorten door hun lichtschuw karakter gevoelig zijn voor verstoring door verlichting van de snelweg.

Anderzijds kan een goede landschappelijke inrichting in combinatie met een ontsnipperingsobject de verkeersslachtoffers (en de lichthinder) beperken.

In de nabijgelegen abdij van Postel huist een zeer grote kolonie (ca. 230 ex) Ingekorven vleermuis (*Myotis emarginatus*), een sterk bedreigde soort in NW-Europa. Uit een recent voedselonderzoek door Natuurpunt Studie en de Vleermuizenwerkgroep van Natuurpunt blijkt dat de dieren uit de kolonie van Postel vooral spinnen eten en vermoedelijk langsheen structuurrijke bosranden in de wijde omgeving gaan jagen (Lambrechts *et al.*, 2011b). Het betreft één van de vier bekende Vlaamse populaties Ingekorven vleermuis.

3.2.2. Methodiek veldwerk

Het onderzoek werd uitgevoerd tussen begin juni tot eind augustus 2012. Er vonden 6 excursies met de D240x batdetector plaats, meer bepaald op 9, 10 & 26 juni, 18, 25 & 27 augustus. Tweemaal werd er gedurende twee opeenvolgende nachten met telkens twee D500x toestellen (9 & 10 juni en 25 & 26 augustus) opgenomen.

Het onderzoek is uitgevoerd door Alex Lefevre, Frank Van Gorp en Ann Lenaerts van de Vleermuizenwerkgroep van Natuurpunt.

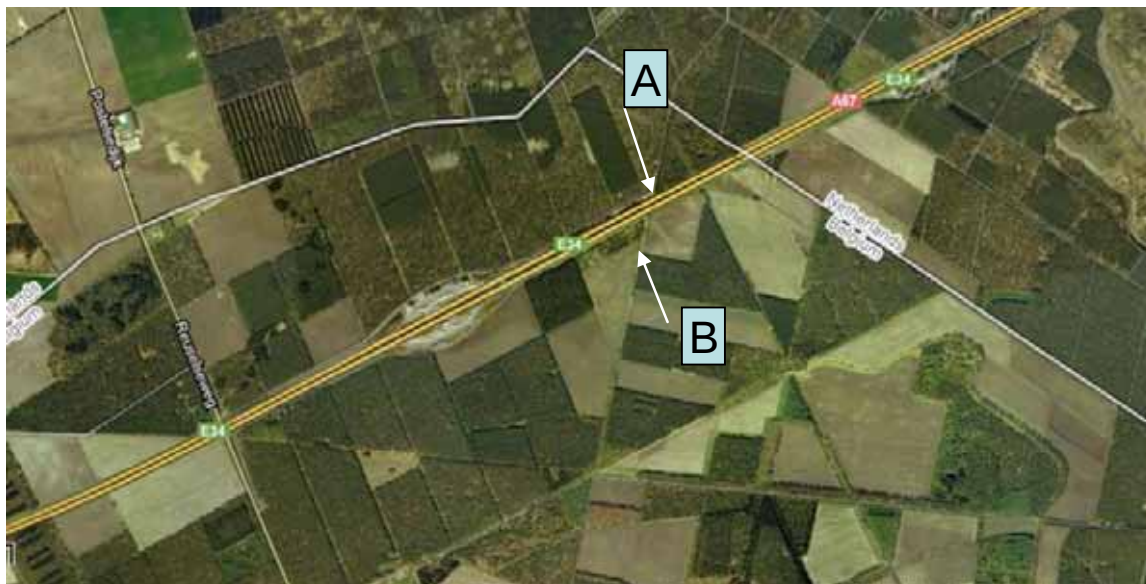
3.2.2.1. Heterodyne & tijdsexpansie batdetectoren

De Vleermuizenwerkgroep gebruikt voor inventarisaties de **D240x detectoren**. Deze detector heeft zowel heterodyne-tuning en tijdsexpansie (d.i. vertraagd). Met dit toestel kunnen de meeste vleermuizen door iemand met ervaring in het veld onmiddellijk gedetermineerd worden in de heterodyne functie. Er is echter één groot nadeel aan dit apparaat. Vermits het een smalbandtoestel is, kan men slechts 1 frequentie weergeven met een waarde van 5 kHz boven of onder deze ingestelde frequentie. Een smalbandgeluid geeft dus maar een gedeelte van het volledige signaal weer. Vermits bij inventarisaties de ingestelde frequentie normaal 40 kHz bedraagt, bestaat de mogelijkheid dat vleermuizen zoals de Rosse vleermuis (piek op +/- 20 kHz) over het hoofd gezien worden. Dit probleem wordt op terrein opgevangen door ofwel regelmatig naar een lagere frequentie (20 kHz) te luisteren. Bij de time expansion functie worden de signalen in de tijd uitgetrokken met een bepaalde factor, bv. 10. Met deze behandeling worden de geluiden niet alleen hoorbaar, maar blijft de volledige karakteristiek van het signaal behouden. Door de geluiden op te nemen, kunnen ze later geanalyseerd worden en kan er meestal ook over moeilijker te determineren soorten uitsluitel gegeven worden. Verder bestaat de mogelijkheid om via een commentaarknop bijkomende gegevens in te spreken.

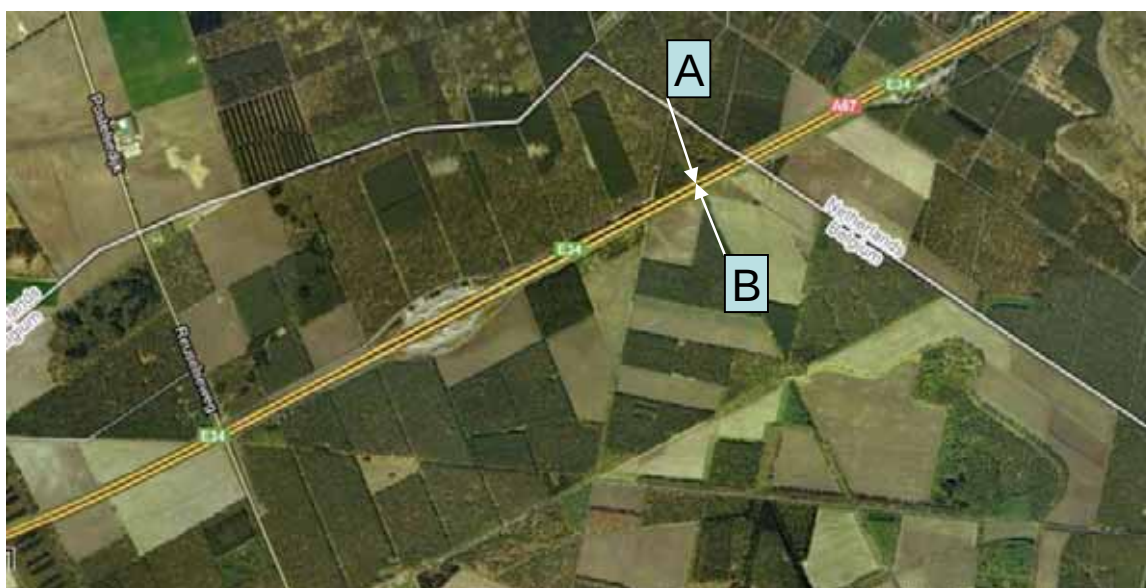
De automatische bat-detector D500x werkt volledig autonoom en neemt automatisch signalen op tot 150 kHz wanneer een ultrasoon geluid wordt waargenomen. Het toestel beschikt over 4 poorten voor compact flash kaarten gaande van 2 tot 32 GB. Op deze manier kan diverse nachten na mekaar automatisch opgenomen worden.

De eerste 2 nachten werd er aan elke zijde van de autosnelweg een toestel geplaatst. De tweede onderzoeksperiode werd één toestel aan de ingang van het tunneltje onder de snelweg geplaatst, aan de noordzijde, en een tweede in de tunnel. Zie figuren 5 en 6.

Dit onderzoek vond plaats net na een dunning van naaldbomen, wat mogelijk een verstorend effect had op de vleermuizen.



Figuur 5: Locaties van de 2 D500x toestellen begin juni 2012, op het einde van de asfaltweg ten noorden van de E34 (A) en aan een bosje langs veldweg (B).



Figuur 6: Locaties van de 2 D500x toestellen eind augustus 2012, één net voor de tunnel ten noorden van de E34 (A) en de andere in de tunnel (B).

3.2.2.2. Opnameapparatuur

Er is gebruik gemaakt van digitale opnameapparatuur, nl. Edirol R-09HR. Dit toestel is niet enkel compact en schokbestendig, maar bezit tevens een zeer goede signaal-ruisverhouding. Daar alles digitaal weggeschreven wordt, is er slechts een gering verlies aan kwaliteit van het geregistreerde signaal.

3.2.2.3. Geluidsanalyse

Alle opgenomen geluiden zijn geanalyseerd via het programma Batsound Pro (versie 4.1) van Pettersson Elektronik AB, dat speciaal ontwikkeld is om vleermuisgeluiden te analyseren. Signaalkenmerken zoals maximumfrequentie, frequentieverloop, pulsduur en pulsherhalingsfrequentie kunnen worden gemeten. Daardoor is de determinatie van diverse moeilijkere soorten mogelijk, zoals deze behorend tot de *Myotis* groep.

3.2.3. Resultaten

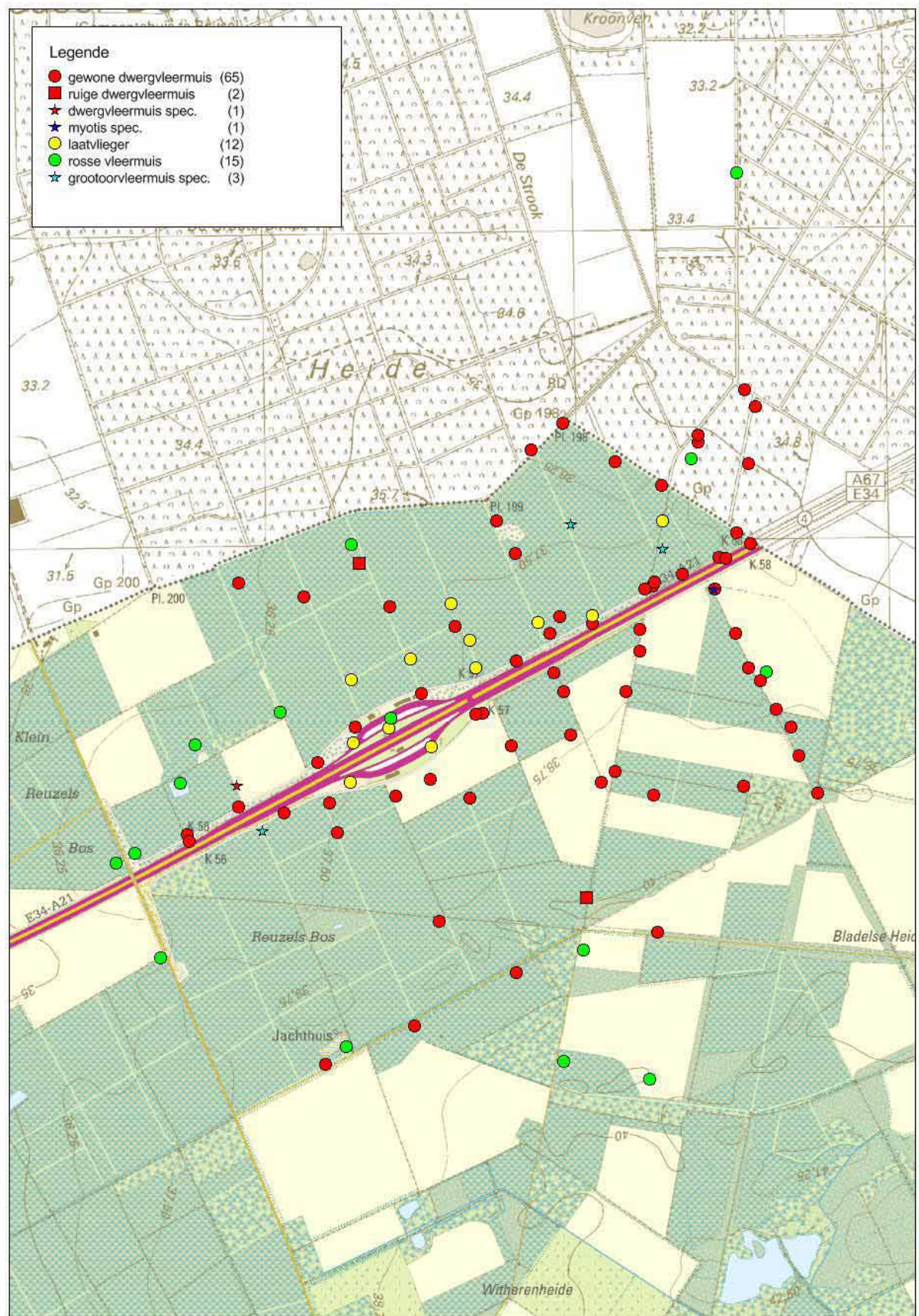
3.2.3.1. Algemene bevindingen

Onderstaande figuur 7 geeft een overzicht weer van alle vleermuiswaarnemingen in het kader van voorliggend onderzoek. Minstens 6 verschillende vleermuissoorten werden waargenomen in het onderzochte gebied.

Het merendeel van de aangetroffen dieren betreft de Gewone dwergvleermuis met 65,7%, gevolgd door de Rosse vleermuis met 15,2% evenals de Laatvlieger met 12,1% (tabel 2).

Tabel 2: Overzicht waargenomen vleermuissoorten en het aantal en aandeel per soort.

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Aantal	%
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	Gewone dwergvleermuis	65	65,7
<i>Pipistrellus nathusii</i>	Ruige dwergvleermuis	2	2
<i>Pipistrellus species</i>	Dwergvleermuis species	1	1
<i>Myotis species</i>	(Myotis species)	1	1
<i>Eptesicus serotinus</i>	Laatvlieger	12	12,1
<i>Nyctalus noctula</i>	Rosse vleermuis	15	15,2
<i>Plecotus species</i>	Grootoorvleermuis species	3	3



Figuur 7: Overzicht van alle waarnemingen van vleermuizen tijdens het zomeronderzoek in 2012.

3.2.3.2. Resultaten van de opnames met de D500x

Tijdens de eerste 2 nachten (9 & 10 juni 2012) bleken er op beide toestellen (A & B) opnames te staan van Gewone dwergvleermuizen en op toestel A ook enkele Laatvliegers.

Tijdens de tweede reeks opnames (25 & 26 augustus 2012) is op beide toestellen (A & B) geen enkele opname van een vleermuis geregistreerd. Wel waren er opnames van Grote groene sabelsprinkhaan op toestel A en van mogelijke Bruine ratten op toestel B in de tunnel. Mogelijks zit de kapping van naaldbomen enkele dagen voordien hier voor iets tussen.

3.2.3.3. Soortbesprekingen

De **Gewone dwergvleermuis** is één van de meest voorkomende vleermuissoorten in Vlaanderen en ook de meest voorkomende in het studiegebied. Deze hoofdzakelijk gebouwbewonende soort jaagt in het onderzochte gebied doorheen de diverse dreven en werd overal aangetroffen.

Ruige dwergvleermuis is vrij zeldzaam in Vlaanderen en wordt voornamelijk tijdens de trekperiode aangetroffen. Enkele opnames van deze soort werden gedaan op het einde van het zomerseizoen wat hoogstwaarschijnlijk wijst op migratie.

Er is slechts één ***Myotis spec.*** vastgesteld, vlakbij de locatie waar het ecoduct zal aangelegd worden. Het signaal was te zwak om de soort te bepalen. De meest waarschijnlijke soort in dit landschap is Baardvleermuis maar gezien de grote kolonie Ingekorven vleermuizen in Postel bestaat ook de kans dat het die soort betreft. Recent gericht onderzoek in Vlaams-Brabant wees uit dat het zeer lastig is Ingekorven vleermuizen in het veld te detecteren (Willems *et al.*, 2012).

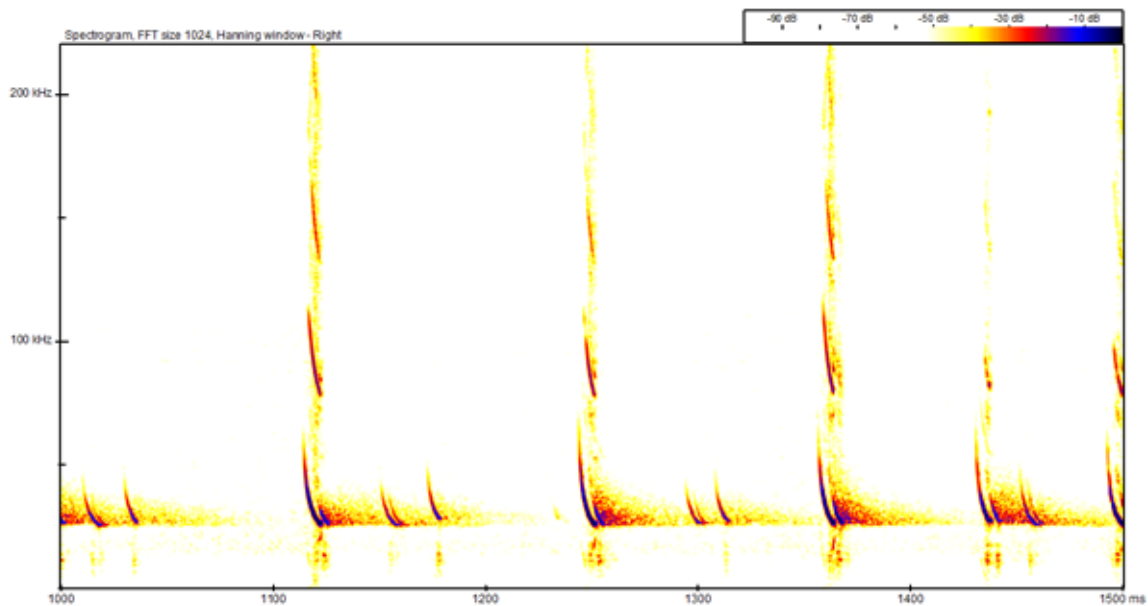
In Vlaanderen komen 2 soorten **grootoorvleermuizen** voor, namelijk de Gewone en de Grijs grootoor. Aan de hand van geluidsopnames is het vooralsnog vrij moeilijk om beide soorten van mekaar te onderscheiden. Op de koop toe gebruikt de soort een fluistersonar waardoor men al geluk dient te hebben om ze te horen. Niettegenstaande werden drie opnames van de soort gemaakt, voornamelijk in de naaldboutbestanden. De soort komt hoogstwaarschijnlijk meer voor dan deze waarnemingen laten uitschijnen. De kans om ze waar te nemen ligt hoger in het voorjaar, een periode waarbij geen onderzoek werd uitgevoerd.

Op 2,5 km van het ecoduct, in Nederland, ligt een vleermuiskelder die speciaal gebouwd is voor vleermuizen (slakkenhuis-vorm). Recent zijn daar 3 Franjestaarten en 15 grootoorvleermuizen overwinterend aangetroffen (med. Jan Rots).

De **Rosse vleermuis** is een typische boombewonende soort die 10 tot 15 km ver kan gaan jagen. Jagende dieren werden geregeld gehoord in het studiegebied en er werden eveneens roepende dieren gehoord in de dreef van Amerikaanse eiken ten noorden van het onderzochte gebied net over de grens in Nederland. Dit wijst op paarbomen. Belangrijk te vermelden is dat deze soort oude holle bomen verkiest als verblijfplaats.

De **Laatvlieger** is een gebouwbewonende soort die opvallend veel jagend aangetroffen is boven de parking langsheen de autosnelweg. Zo werden op 26 juni om 23:30u 6 exemplaren jagend waargenomen boven de douaneparking aan de noordzijde van de E34. Eveneens kon waargenomen worden dat 1 dier de autosnelweg overvloog om aan de zuidzijde van de E34 te gaan jagen.

Daarnaast werd deze soort langsheen de geasfalteerde weg naast de snelweg waargenomen, evenals in meerdere dreven in het onderzochte gebied.



Figuur 8: Opname van diverse jagende Laatvliegers boven de parking van de autosnelweg E34 op 26 juni 2012.

3.2.4. Conclusies

Het gebied is naar Vlaamse normen niet erg rijk aan vleermuizen. Belangrijk is wel de zeer hoge activiteit van Rosse vleermuizen en Laatvliegers doorheen het gebied. Deze soorten zijn echter niet gebonden aan lineaire elementen zoals houtkanten, om zich door het landschap te verplaatsen.

Er is slechts 1 *Myotis* genoteerd. De soorten van dit genus, zoals de Ingekorven vleermuis die een zeer belangrijke populatie in Postel heeft, zijn sterk afhankelijk van houtkanten en dergelijke om zich doorheen het landschap te verplaatsen. Opdat het toekomstig ecoduct functioneel is voor *Myotis*-soorten, is geleiding via struweel over het ecoduct dus belangrijk.

De afstand tussen de Abdij van Postel, waar de kolonie Ingekorven vleermuis huist, en de locatie waar de ecoduct Kempengrens gepland is, is 3,6 km.

Het huidige tunneltje onder de E34 lijkt op basis van ons steekproefonderzoek niet gebruikt te worden door vleermuizen.

3.3. Zoogdieren partim II: overige zoogdieren

3.3.1. Inleiding

Zoogdieren als Ree, Everzwijn, Vos, Haas, Konijn, marterachtigen zijn cruciaal om op te volgen, niet alleen om ecologische redenen, maar beide eerstgenoemden ook omwille van redenen van verkeersveiligheid en meerdere soorten zoals Ree en Das ook omwille van draagvlak (meest aalbare soort naar grote publiek om ecoduct te 'verantwoorden').

Om onze inheemse zoogdieren, die erg variëren in grootte (van Dwergspitsmuis tot Ree), te monitoren, zijn meerdere methodes toegepast.

3.3.2. Methodiek

3.3.2.1. Verzamelen bestaande gegevens

De bestaande gegevens uit onze databanken, met name www.waarnemingen.be en de Zoogdierendatabank, zijn opgezocht.

3.3.2.2. Sporenonderzoek met zandbedden

Er zijn 3 zandbedden aan elke zijde van de E34 aangelegd en opgevolgd. De locatie van de zandbedden is weergegeven op figuur 9. We kozen strategische plaatsen waar we veel passage door fauna verwachtten en weinig verstoring door recreanten. De meeste zandbedden werden geplaatst op wat in het voorjaar wissels leken.

Elk zandbed was ca. 5 m lang en 2 m breed. De precieze lengte hing af van de locatie waar ze geplaatst zijn.

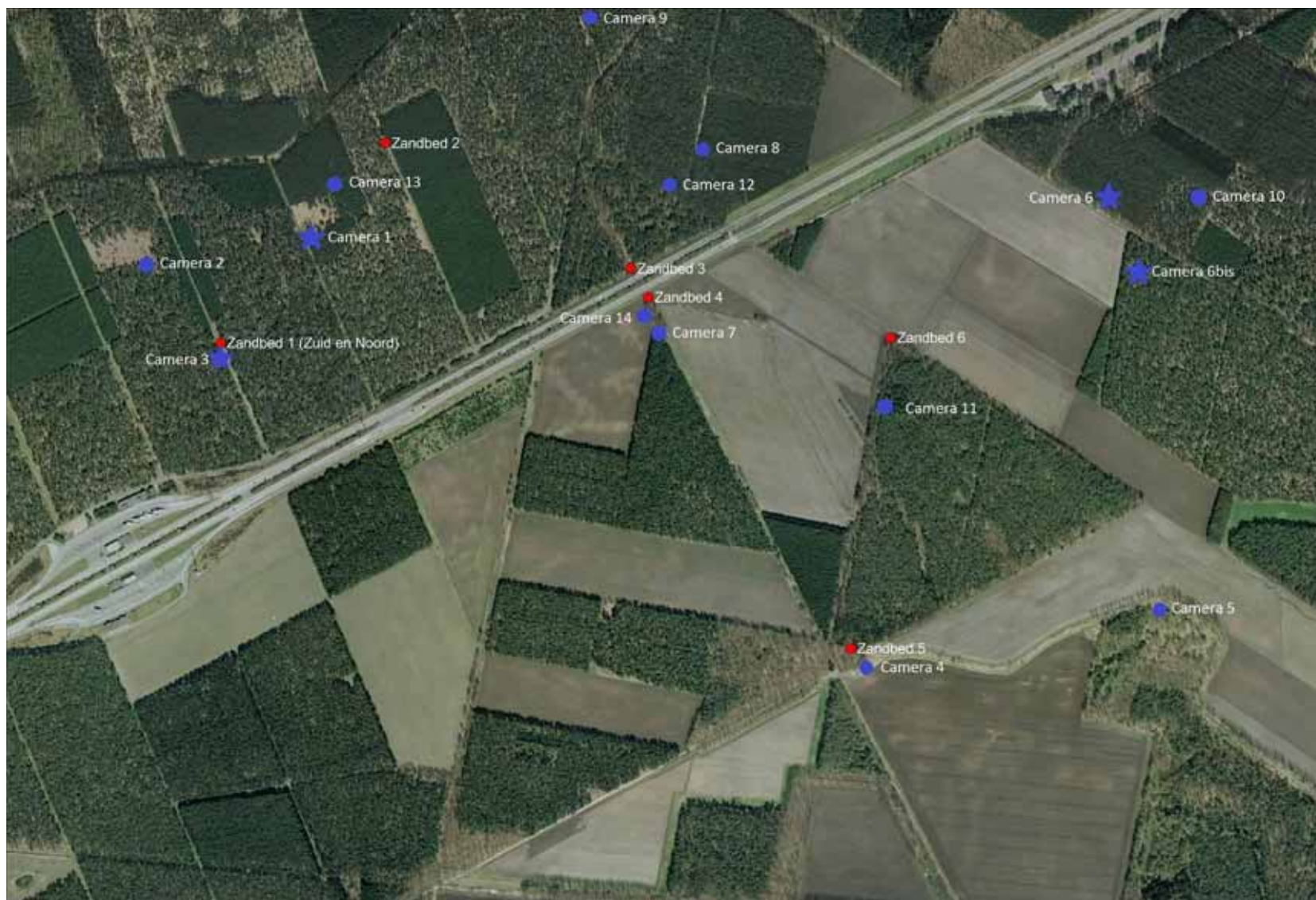
De zandbedden werden aangelegd op 18 april 2012 en werden om de 3 weken gemonitord, tot 5 november 2012. Elke periode van 3 weken (21 dagen) vond een intensieve meetcampagne plaats, waarbij het zandbed:

- op dag 1 gladgestreken is;
- op dag 2 's ochtends gecontroleerd is en nadien weer gladgestreken;
- op dag 3 's ochtends gecontroleerd is.

Vermits de controles om de drie weken gebeurden en de onderzoeksperiode net geen 7 maanden duurde (ongeveer 200 dagen), waren er in totaal 10 controleperiodes.

Tabel 3: Overzicht van de data van de intensieve meetperiodes en van de onderzoekers van de Zoogdierenwerkgroep van Natuurpunt die de desbetreffende meetperiode coördineerden.

27/4-29/4	Sam Puls
18/5-20/5	Kris Boers
8/6-10/6	Cleo Pandelaers
29/6-1/7	Sam Puls
20/7-22/7	Sam Puls
10/8-12/8	Kris Boers
31/8-2/9	Cleo Pandelaers
21/9-23/9	Kris Boers
12/10-14/10	Cleo Pandelaers
2/11-4/11	Kris Boers



Figuur 9: Situering op luchtfoto van de 6 zandbedden en de 14 locaties waar een cameraval opgesteld stond. De 3 camera's (1, 3 en 6(bis)) die permanent ter plaatse bleven zijn met een sterretje gemarkeerd.

Opmeten van de huidige ecologische situatie (T0) in de omgeving van het geplande ecoduct Kempengrens over de E34 in Postel (Mol)

Volgens de vooropgestelde methodiek dienen sporen enkel genoteerd te worden tijdens de intensieve meetperiode, met andere woorden op de tweede en derde dag van iedere intensieve meetperiode, dus op de ochtend nadat het zandbed de voorbije dag is gladgestreken.

Daarnaast zijn op de eerste dag van elke intensieve meetperiode eveneens alle sporen genoteerd. Van deze sporen is niet geweten hoe oud ze zijn (het is de som van alle sporen van de dagen / weken daarvoor). Daarom is in het overzicht van de waarnemingen opgenomen welke waarnemingen van de intensieve periode (IP=enkel dag 2 en dag 3) zijn, en welke van de totale periode (TP= sporen afgelezen op dag1+dag2+dag3).

Zandbedden 1 en 2 werden omwille van praktische overwegingen opgesplitst in 2 vlakbij elkaar gelegen kleine zandbedden (telkens een zandbed 'noord' en een zandbed 'zuid'). Deze 2 zandbedden waren qua grootte telkens ongeveer de helft van een volledig zandbed.

Zandbedden 3 en 4 werden aan weerskanten van de reeds aanwezige tunnel onder de autosnelweg aangelegd. Op deze manier konden we controleren welke soorten reeds gebruik maakten van deze mogelijkheid om de E34 veilig te passeren.



Figuur 10: Zandbed 5, gesitueerd in een gracht waar wissels aanwezig waren. 26 juli 2012. Foto Jorg Lambrechts.

3.3.2.3. Cameravallen

Er werden 3 cameravallen aan elke zijde van de autosnelweg opgesteld, dus 6 in totaal. Eén ervan werd net na aanvang van het inventarisatieproject, voor de eerste controle, gestolen. Daardoor werd het project uitgevoerd met de overige 5 cameravallen.

De camera's werden geplaatst op 9 april 2012 en terug opgehaald op 5 november 2012.

We kozen voor strategische plaatsen waar we veel passage door fauna verwachtten en weinig passage door recreanten. Bovendien werden de locaties zo gekozen dat de kans op diefstal tot een minimum beperkt werd. Alle locaties waar cameravallen hebben gestaan, worden weergegeven op figuur 9.

Drie camera's zijn gedurende de hele periode op dezelfde plaats blijven hangen om een beeld te krijgen van de passerende dieren tijdens de hele inventarisatieperiode. Dit betreft camera 1, camera 3 en camera 6 (bis).

De twee andere camera's zijn verschillende keren van plaats veranderd om een volledig overzicht van de aanwezige soorten te bekomen.

Eén van deze 2 laatste camera's werd gedurende 3 periodes van 3 weken (dus 9 weken in totaal) in een houten bak (60 x 40 x 25 cm) geplaatst. In de bak is een ronde opening van 6 cm diameter gemaakt. De bedoeling hiervan was om na te gaan of op deze manier kleine marterachtigen konden waargenomen worden. Door een 'propere' omgeving te creëren, kan de camera betere foto's maken van zo'n kleine dieren. Bovendien hebben de dieren de neiging om een tijdje in zo'n bak op verkenning te gaan, waardoor meerdere foto's van hetzelfde dier kunnen genomen worden.

We kozen voor camera's van het type Reconyx HC600 met heel snelle reactietijd (1/5 van een seconde) en foto's van goede kwaliteit. De camera's werden met het meegeleverde slot en de metalen behuizing vastgemaakt aan bomen.

De camera's worden geactiveerd als een dier (warmbloedig) voor de camera komt/beweegt. De camera's werden zo ingesteld dat ze bij elke geregistreerde beweging een fotoreeks maakten van 3 foto's met telkens 1 seconde ertussen. Na deze 3 seconden checkt de camera opnieuw of er nog beweging is en wordt desgevallend een nieuwe fotoreeks gemaakt.

Deze werkwijze heeft automatisch als gevolg dat soorten die zich eerder traag voortbewegen (bvb. een Ree) meer gefotografeerd worden dan soorten die zich snel voortbewegen (bvb. een Steenmarter).

De camera's werken op 12 AA-batterijen en hebben een ingebouwde infraroodflits. Ze zijn weersbestendig. Overdag maken ze kleurenfoto's, 's nachts infrarood. Op elke foto staan de datum en het uur waarop deze is genomen.

Voor de cameravallen werd geén lokstof aangebracht (ook niet voor de camera in de bak). Er werd voor de inventarisatie vanuit gegaan dat de periode lang genoeg zou zijn om quasi alle aanwezige soorten die groot genoeg waren, vast te stellen. Bovendien is er bij de keuze van de locaties nauwkeurig te werk gegaan zodat de verschillende biotopen aan bod kwamen (voor zover een verdeckte opstelling van de cameravallen mogelijk was) en dus ook alle aanwezige soorten gefotografeerd konden worden. Daarom waren we van mening dat het wenselijk was geen verstoring van het natuurlijk gedrag van de dieren teweeg te brengen.

3.3.2.4. Sporenbuizen

Deze methodiek was niet voorzien in ons onderzoeksvoorstel en hebben we als extra uitgevoerd.

Omdat kleine marterachtigen (Wezel, Hermelijn en zelfs Bunzing) zeer moeilijk zijn waar te nemen met zowel sporenbedden, het zoeken van verkeersslachtoffers als met cameravallen, werd bij elk sporenbed en elke cameraval een sporenbuis geplaatst. Zo'n sporenbuis is een PVC-buis met een diameter van 8 cm en een lengte van 40 cm. In de buis wordt een houten plankje gelegd waarop in

het midden een 'stempelkussen' wordt gekleefd. Aan weerszijden van het stempelkussen wordt telkens een blad papier vastgemaakt (met elastiekjes). Elke dier dat door de buis loopt, laat dus pootafdrukken na op de papiertjes.

Elke 3 weken werd de inkt op de kussens bijgevuld en werden de papiertjes vervangen. De inkt bestaat uit parafine-olie waarin koolstofpoeder is opgelost (verhouding van ongeveer 50-60 g poeder per liter parafine-olie). Eenmalig werd geëxperimenteerd om de inkt niet bij te vullen (om te zien of die langer bruikbaar was). De keer erop was het aantal zichtbare pootjes echter aanzienlijk lager. We gaan er dus van uit dat het bijvullen van de inkt om de drie weken noodzakelijk is. Om duidelijkere afdrukken te krijgen werden enkele malen zowel op dag 1 van de IP als op dag 3 van de IP de papiertjes vervangen.

Er werd geen voedsel of een andere lokstof in of rond de sporenbus aangebracht (om dezelfde reden als waarom er geen lokstof is gebruikt voor de cameravallen).

3.3.2.5. Verkeersslachtoffers

Tijdens elke intensieve monitoringsperiode werden de verkeersslachtoffers tussen de op/afrit 26 Retie (Vlaanderen) en op/afrit Hapert (Nederland) genoteerd. Tussen deze twee opritten werd met een snelheid van ongeveer 90 km/uur gereden.

De verkeersslachtoffers werden elke dag (dag 1, 2 en 3) genoteerd. Indien een verkeersslachtoffer de vorige dag reeds was opgemerkt, werd het niet nog eens genoteerd.

Op voorhand werd met de opdrachtgever afgesproken dat om veiligheidsredenen niet gestopt zou worden om kadavers in te zamelen of om een zekere determinatie mogelijk te maken.

3.3.2.6. Overige methodes

Bij elk terreinbezoek werd in een aanzienlijk deel van het onderzoeksgebied gewandeld. Tijdens deze verplaatsingen werden de sporen genoteerd die zich op de velden (bij niet te droog weer) en de boswegen bevonden. Een deel van de boswegen bleef gedurende de hele inventarisatieperiode voldoende vochtig om bruikbare prenten op te leveren. Vooral ten zuiden van de E34 was de bodem van goede kwaliteit om duidelijke prenten te zien.

Er is niet specifiek gezocht naar vraatsporen, nesten/holen e.a..

Slangenplaten werden gelegd met de bedoeling om reptielen te inventariseren. Regelmatig gebeurt het echter dat ook kleine zoogdieren deze platen gebruiken om onder te schuilen. Het gaat dan hoofdzakelijk over de 'muizen'.

Hoewel de bodemvallen, die gebruikt werden voor het inventariseren van (loop)kevers, afgedekt werden met een gaasje, stierven toch een dertigtal 'muizen' in zo'n val. Deze zijn op naam gebracht. Het betrof hoofdzakelijk spitsmuizen.

Enkele zichtwaarnemingen hebben het plaatje vervolledigd. Gezien de meeste zoogdieren eerder nachtactief zijn, bleef dit aantal eerder beperkt.

3.3.3. Resultaten

3.3.3.1. Algemeen overzicht

Tabel 4: Overzicht van de waargenomen zoogdieren (exclusief vleermuizen) per monitoringsmethode in het onderzoeksgebied.

	historische waarnemingen	sporenbed	cameraval	sporenbuis	verkeersslachtoffers	sporenonderzoek	zichtwaarnemingen	slangenplaten	bodemvallen
(1) Egel		X	X		X	X			
(2) Mol	x					X	X**		
(3) Dwergspitsmuis									X
(4) Gewone / Tweekleurige Bosspitsmuis							X**		X
Spitsmuis onbekend			X					X	
(5) Haas		X	X			X	X		
(6) Konijn	x	X	X		X	X	X		
(7) Eekhoorn	x		X		X		X		
(8) Aardmuis									X
Woelmuis onbekend			X				X		
(9) Muskusrat	x								
(10) Bosmuis			X					X	
(11) Bruine rat	x								
Ware muis onbekend								X	
Muis onbekend				X					
(12) Wezel				X					
(13) Bunzing			X				X*		
(14) Steenmarter			X		X				
Marter onbekend		X	X			X			
(15) Vos	x	X	X			X			
(16) Everzwijn			X			X			
(17) Ree	x	X	X		X	X	X		
Huiskat		X	X		X	X	X		

* Net buiten het onderzoeksgebied gezien

** Dood

In totaal 17 wilde zoogdiersoorten konden tot op soortniveau worden gedetermineerd. Daarnaast werden nog 4 soortgroepen gevonden, met name Spitsmuis onbekend, Woelmuis onbekend, Muis onbekend, Marter onbekend, en 1 huisdier (Huiskat).

De aanwezigheid van Bruine rat en Muskusrat kon tijdens de opdracht niet bevestigd worden. De historische gegevens werden genoteerd op het niveau 'gemeente'. Mogelijk komen deze soorten enkel op andere plaatsen in de gemeente Mol voor. Zeker voor de Muskusrat lijkt er niet echt een geschikt habitat aanwezig in het onderzoeksgebied.

Tijdens de vleermuizeninventarisatie werden met een batdetector wel ultrasone geluiden opgenomen van een dier dat geen vleermuis was. Deze detector was geplaatst in het tunneltje onder de autosnelweg. Mogelijk zijn deze geluiden afkomstig van Bruine rat. Er zijn echter nog heel wat kleine zoogdieren die ook ultrasone geluiden maken.

Quasi alle soorten die verwacht konden worden in het onderzoeksgebied werden tijdens het onderzoek waargenomen. Omwille van de zeldzaamheid en de moeilijkheid om de dieren waar te nemen met een cameraval zouden Hermelijn en Boomarter eventueel over het hoofd gezien kunnen zijn.

De opvallendste vaststelling is dat de Steenarter verschillende keren werd waargenomen. Deze soort breidt in Vlaanderen zijn leefgebied steeds verder naar het noorden uit, maar totnogtoe was het aantal waarnemingen in het noorden van de Kempen toch erg laag.

Ook de waarnemingen van een Everzwijn in het voorjaar was eerder verrassend. Deze waarneming ligt net buiten het gekende verspreidingsgebied in Limburg.

Tabel 5: Overzicht van de gevonden soorten per zijde van de autosnelweg.

	Noord	Zuid
Egel	X	X
Mol	X	X
Dwergspitsmuis	X	X
Bosspitsmuis onbekend	X	X
Spitsmuis onbekend		X
Haas		X
Konijn	X	X
Eekhoorn	X	X
Aardmuis	X	X
Woelmuis onbekend	X	X
Bosmuis	X	X
Ware muis onbekend		X
Muis onbekend	X	X
Wezel	X	X
Bunzing	X	X
Steenarter	X	X
Marter onbekend		X
Vos	X	X
Everzwijn		X
Ree	X	X
Huiskat	X	X

Quasi alle soorten werden aan beide zijden van de autosnelweg gevonden. In hoeverre de dieren ten noorden en ten zuiden van de snelweg contact hebben met mekaar, kon niet worden uitgemaakt.

Twee soorten zijn door ons niet waargenomen ten noorden van de autosnelweg: Everzwijn en Haas.

Voor de Haas moet de oorzaak hiervan vermoedelijk gezocht worden bij het ontbreken van geschikt biotoop ten noorden van de E34 in het onderzoeksgebied. Dit deel van het onderzoeksgebied bestaat vooral uit naaldbos, terwijl de Haas toch van meer open gebieden (akkers, weilanden) houdt.

Het Everzwijn komt in Vlaanderen voor ten zuiden van de E34. Op basis van de verspreidingskaart lijkt de autosnelweg (voorlopig nog) een barrière te vormen (zie verder).

3.3.3.2. Bespreking bestaande gegevens

In de meest recente zoogdierenatlas (Verkem *et al.* 2003) stonden voor het gebied Mol, Bruine Rat, Muskusrat, Eekhoorn en Konijn opgegeven. De 'ratten' werden op gemeenteniveau aangeduid, de overige dieren op UTM5-hok-niveau. Deze atlas gaf een overzicht van de verspreiding van zoogdiersoorten in Vlaanderen tot 2002.

Sinds 2008 heeft Natuurpunt Studie het online dataportaal www.waarnemingen.be gelanceerd en worden op die manier veel gegevens ingezameld (meer dan 7,7 miljoen waarnemingen op 1/1/2013). Tot 2012 waren slechts 2 zoogdiersoorten in de databank ingevoerd, nl. Ree en Mol. Dit illustreert dat het gebied zeer weinig onderzocht is. Voorliggende studie levert een grote bijdrage aan de kennis van de zoogdierenfauna van het gebied.

Aan Nederlandse zijde (www.waarneming.nl) zijn in de regio nog Konijn, Eekhoorn en Vos waargenomen.

3.3.3.3. Sporenonderzoek met zandbedden

De zandbedden werden tijdens 10 weekends intensief opgevolgd. Dit leverde 120 controles op (10 weekends x 2 dagen x 6 zandbedden = intensieve periode). Bovendien werd ook de eerste dag genoteerd welke sporen aanwezig waren. Dit leverde nog eens 60 extra waarnemingen op. Van deze sporen was echter niet duidelijk hoe lang ze reeds aanwezig waren. Daarom werden ze apart genoteerd.

	TP	IP
met sporen	47	28
controles	180	120

TP: totale periode IP: intensieve periode

	TP	IP
Ree	16	7
Vos	7	5
Konijn	6	3
Haas	1	1
Bunzing?	3	2
marter onbekend	2	2
muis onbekend	1	0
Egel	3	3
Eekhoorn	1	0
Huiskat	3	3
zoogdier onbekend	8	3
vogel	3	3
	54	32

TP: totale periode IP: intensieve periode

Zeven soorten konden aan de hand van de zandbedden worden vastgesteld. Daarnaast werden ook nog eens 2 soortgroepen gevonden.

Tijdens de IP was het Ree op de zandbedden goed voor bijna een kwart van de gevonden sporen. Verder werden de meeste algemenere soorten in het onderzoeksgebied wel eens waargenomen, al bleef het aantal waarnemingen relatief laag.

Voor de marterachtigen is het echter heel erg moeilijk om de verschillende soorten van mekaar te onderscheiden op basis van prenten (zie verder).

De afdrukken van de kleinere zoogdieren (Egel, Eekhoorn en kleiner) zijn dan weer dikwijls eerder onduidelijk in een zandbed. Toch slaagden we er verschillende keren in om aan de hand van de sporen op de zandbedden ook de aanwezigheid van deze kleinere dieren vast te stellen.

Vier soorten passeerden door het tunneltje onder de E34: Marter onbekend, Egel, Vos en Huiskat.

Conclusies:

De conclusie is dat in voorliggend onderzoek het gebruik van de zandbedden geen meerwaarde was ten opzichte het zeer geslaagde cameravalonderzoek:

- Er waren (vooral ten zuiden van de E34) een aantal 'natuurlijke' plaatsen om duidelijk sporen af te lezen. Dit konden we op voorhand echter niet weten.
- De zandbedden hebben vrij weinig sporen opgeleverd en geen nieuwe soorten tov het zeer geslaagde cameravalonderzoek. Ook dat laatste was geen zekerheid op voorhand.
- Anderzijds is de opvolging van 6 verspreid gelegen zandbedden zeer arbeidsintensief. Als die er niet geweest waren, zou het voldoende geweest zijn om 1 keer per 3 weken te gaan, nu moesten we 3 keer per 3 weken een ronde doen. Omgekeerd hebben al die 'verplichte' verplaatsingen uiteraard wel voor heel wat 'terreinaanwezigheid' gezorgd.

Voor de opvolging van een ecoduct zelf is een zandbed over de volledige breedte WEL een goede methode.

3.3.3.4. Cameravallen

Alle gevonden soorten en soortgroepen konden met de cameravallen worden vastgesteld, uitgezonderd de Wezel. In totaal werden 3780 fotoreeksen gemaakt. Op 2049 daarvan was op minstens 1 van de 3 foto's een dier zichtbaar. Hierbij keken we in principe alleen naar gewervelde dieren. Enkel indien een ongewerveld dier tot op soortniveau determineerbaar was, werd die meegeteld.

De overgrote meerderheid (meer bepaald 1921 foto's) waren foto's van zoogdieren (inclusief mensen en huisdieren), 126 fotoreeksen werden genomen van vogels en op 2 foto's was een dagvlinder aanwezig en determineerbaar (zie verder).

Tabel 6: Overzicht van de gefotografeerde zoogdiersoorten per camera-locatie. Doordat twee van de vijf camera's geregeld van plaats zijn gewijzigd, zijn niet alle camera's evenveel uren werkzaam geweest. Camera 4 en 14 (in rood weergegeven) stonden in een bak.

camera	noord of zuid	aantal foto's	aantal foto's zonder dieren op	Egel	spitsmuis onbekend	Haas	Konijn	Eekhoorn	woelmuis onbekend	Bosmuis	Bunzing	Steenmarter	marter onbekend	Vos	Everzwijn	Ree	Hond	Huiskat	Mens	zoogdier onbekend
1	N	652	237	2	0	0	0	242	1	12	0	0	0	1	0	48	1	0	5	2
2	N	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
3	N	639	562	0	0	0	0	0	2	12	0	1	0	0	0	39	0	0	0	0
4	Z	226	89	0	0	0	0	0	109	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	28
5	Z	0																		
6	Z	283	137	0	0	6	1	0	0	0	0	2	2	8	0	73	3	0	47	1
7	Z	117	8	3	0	1	5	0	0	44	0	6	0	8	0	5	1	8	25	2
8	N	0																		
9	N	13	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0
10	Z	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
11	Z	624	448	0	0	4	0	0	0	0	0	1	0	0	2	167	0	0	0	2
12	N	20	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	2	0
13	N	54	37	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	13	0	0	1	0
14	Z	1144	207	0	15	0	0	0	221	502	0	0	0	0	0	0	0	0	0	199
		3780	1731	5	15	11	6	242	333	570	1	10	2	19	2	378	5	8	80	234

We maken een onderscheid tussen de camera's die in een bak werden geplaatst (in rood gemarkeerd) en de camera's die tegen een boom werden gehangen.

In een bak (camera 4 en 14)

In de bakken was de Bosmuis veruit de meest gefotografeerde soort (502 fotoreeksen – 68 fotoreeksen werden gemaakt door een camera tegen een boom). Op de tweede plaats komt de Woelmuis (zonder onderscheid in soort) (330 fotoreeksen – 3 fotoreeksen werden gemaakt door een camera tegen een boom). Slechts enkele Spitsmuizen (ook zonder onderscheid in soort) werden gefotografeerd (15 fotoreeksen).

Tegen een boom (camera 1, 2, 3, 6, 7, 9, 10, 11, 12, 13)

Op deze camera's was het Ree de meest gefotografeerde zoogdiersoort (378 fotoreeksen). Er waren telkens 1-3 dieren op een foto te zien. Dikwijls werd een zelfde Ree (of groepje Reeën) meerdere keren gefotografeerd.

Op een verrassende tweede plaats komt de Eekhoorn (242 fotoreeksen). De reden is dat één vaste camera (camera 1) deels was gericht op een boomstam die heel frequent door twee Eekhoorns werd gebruikt om zich te verplaatsen. Alleen op deze camera zijn immers beelden van Eekhoorn te zien, geen enkele andere camera legde deze soort vast.

Hoewel het tot september (bijna 5 maanden dus) heeft geduurd vooraleer de eerste foto van een Vos werd genomen, komt deze toch op de derde plaats (19 fotoreeksen).

Het Everzwijn kon slechts eenmaal gefotografeerd worden (7 juli 2012 om 22u17). Dit was tevens de laatste keer dat we de aanwezigheid van deze soort konden vaststellen. Er werden 2 fotoreeksen net na elkaar gemaakt van hetzelfde dier, vandaar dat er 2 staat in Tabel 6.

De kleinere zoogdiersoorten en de snellere zoogdiersoorten (zoals de marterachtigen) werden in lagere aantallen waargenomen.

De geplaatste camera's geven ons echter een zeer goed beeld van de aanwezige zoogdiersoorten in het gebied.

Camera 5 is de camera die werd gestolen. Van camera 8 waren de batterijen leeg waardoor geen opnames gemaakt werden.

Vermeldenswaard zijn tenslotte nog volgende twee bijzondere waarnemingen:

→ Op de plaats waar camera 7 hing, waren verschillende nachten na mekaar Bosmuizen aanwezig (op en rond een tak). Na enkele nachten passeert een Steenmarter die uitgebreid de tijd neemt om aan de tak te ruiken. Nog enkele dagen later landt naast diezelfde tak een Kerkuil. Op de foto's is niet te zien dat één van beide dieren een Bosmuis pakt. Ook nadien zijn de Bosmuizen nog gefotografeerd...

→ Camera 11 hing op een favoriete plaats van Reeën. Eerst is op de foto's te zien hoe een Reebok met zijn horens tegen een boomstam schuurt. Voor dezelfde camera komt in september een Reegeit slapen. Op de opnames is te zien hoe het dier aankomt, de slaapplek klaarmaakt, zich neerlegt, enkele keren wakker wordt, en iets meer dan 2 uur later terug opstaat en vertrekt. Enkele uren later komt een jong dier ruiken aan de plaats waar de Reegeit heeft geslapen. Ook de dag nadien komen nog 2 Reeën aan dezelfde plek snuffelen.

Conclusies:

Cameravallen zijn recent enorm in opmars als inventarisatiemethode. Ze leverden in 2012 bewijs voor het voorkomen van Otter en Wilde kat in Vlaanderen, naar aanleiding van verspreidingsonderzoek naar Bever, en toonden ook het voorkomen van Boomarter op meerdere nieuwe locaties aan.

Ook in voorliggend onderzoek bleek het een zeer bruikbare methode. De zoogdierfauna is in kaart gebracht, er zijn mooie beelden gemaakt en enkele leuke waarnemingen over gedrag gedaan.

De camera in bak heeft voor de doelsoorten (Wezel, Hermelijn) evenwel niet gewerkt. Mits enkele aanpassingen aan de bak (maken van een inlooppijp) zijn in Nederland recent betere resultaten geboekt.

Ook de kwaliteit van de foto's is niet goed genoeg om bijvoorbeeld de verschillende soorten spitsmuizen en woelmuizen van mekaar te onderscheiden. Verdere experimenten (langere bak, extra licht, camera met echte flits) met deze methode zijn wenselijk, want ze zouden nog mooiere resultaten kunnen opleveren.

3.3.3.5. Sporenbuizen

In de sporenbuizen werden alleen 'Muizen onbekend' en Wezels waargenomen. Vooral 'muizen' (waarbij geen onderscheid werd gemaakt tussen ware muizen, woelmuizen en spitsmuizen) waren erg actief in de buizen. Op alle plaatsen werden zij vastgesteld.

Door de langere periodes (3 weken) tussen de controles, stonden er soms erg veel sporen op de papiertjes. Toch waren ze bijna altijd nog voldoende duidelijk om te zien of er een kleine marterachtige door de buis was gelopen.

Soms werden niet alle papiertjes ingezameld. Mogelijke oorzaken zijn teveel vraat door slakken of te nat. In beide gevallen waren geen duidelijke sporen meer aanwezig.

Tabel 7: Resultaten van het onderzoek met de sporenbuizen (sporen op de papiertjes).

	Z1	Z2	Z3	Z4	Z5	Z6	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10	C11	C12	C13	C14
27/04/2012							M	X	M	M		M								
28/04/2012																				
29/04/2012		M		M			M			M		M								
18/05/2012		M	M		X	X	M	M	X			M								
19/05/2012				M																
20/05/2012		M					M		M		M			M						
8/06/2012																				
9/06/2012																				
10/06/2012																				
29/06/2012	M	M	M	M	M	M			M			M				M				
30/06/2012																				
1/07/2012	M	M								M		M			X	M				
20/07/2012	M	M	M	M	M	M			M			M					M	M		
21/07/2012																				
22/07/2012	M	M	M	M					M								M	M/W		
10/08/2012																				
11/08/2012	M	M	M	M/W	M	M	M		M			M					M	M		
12/08/2012																				
31/08/2012	M	M	M	M	M	M														
1/09/2012																				
2/09/2012												M					M			
21/09/2012	M	M	M	M/W	M	M		X	M			M							M	
22/09/2012																				
23/09/2012				M/W																
12/10/2012																				
13/10/2012																				
14/10/2012																				
2/11/2012	M	M	X	M	M	M	M		M			M	M							M
3/11/2012																				
5/11/2012																				

X = geen sporen

M = muizen

W = wezel

Op 2 plaatsen, aan camera 12 en aan zandbed 4, werden in de sporenbus prenten van een kleine marterachtige vastgesteld.

De grootte van de prenten van Wezel en Hermelijn vertonen nogal wat overlap. Vermits de sporen allemaal binnen de grootte-marges van de Wezel vielen, kunnen we er zeker van zijn dat in beide gevallen een Wezel door de bus is gelopen.

De sporenbus aan camera 12 heeft maar een zestal weken op deze plaats gestaan. Op het einde van de eerste drie weken (20-22 juli) van deze periode is de bus herhaaldelijk bezocht door een Wezel. Daarmee was dit de eerste bevestiging van deze soort in het onderzoeksgebied.

Tussen 22 juli en 23 september was de Wezel erg actief aan de andere zijde van de E34, aan de sporenbus bij zandbed 4. Bij de controle op 21 september zaten niet alleen de papiertjes onder de sporen van het dier, ook de bus zelf was aan de buitenzijde helemaal zwart gekleurd door de inkt. De rest van het jaar zijn er geen sporen gevonden op die plaats. Ook met de cameraval in de bak (die op enkele meters van deze sporenbus werd geplaatst) kon geen Wezel waargenomen worden.

Conclusies:

Deze niet in ons initieel onderzoeksvoorstel voorziene methodiek leverde een extra soort op ten opzichte van de overige methodieken.

De methode is niet arbeidsintensief en is zeker voor herhaling vatbaar.

De plaatsing van de buizen is erg belangrijk: ze moeten echt in dichte begroeiing staan.

In het verlengde hiervan zou ook met grotere bakken/buizen gewerkt kunnen worden om grotere zoogdieren te vinden: Egel, Bunzing, Steenmarter. In Nederland zijn ook iets grotere buizen gebruikt (11 cm diameter) om meer kans te hebben om Hermelijn (figuurlijk) te strikken.

3.3.3.6. Verkeersslachtoffers

Onderstaande tabel geeft een overzicht van de gevonden verkeersslachtoffers onder de zoogdieren tijdens de intensieve meetperiodes (IP). Voor vogels zie § 3.4.

Ook de data waarbij gezocht is maar niets gevonden, worden opgesomd. Dieren die meerdere dagen werden gezien, zijn alleen de eerste dag genoteerd.

Tabel 8: Verkeersslachtoffers van zoogdieren op de E34 in de omgeving van het aan te leggen ecoduct Kempengrens.

Datum	Soort	Km paal
27/04/2012		
28/04/2012	Eekhoorn	58,1
29/04/2012		
18/05/2012		
19/05/2012		
20/05/2012		
8/06/2012		
9/06/2012		
10/06/2012		
29/06/2012	Egel	49,5
	Konijn	4,2
30/06/2012		
1/07/2012	Egel	4,5
20/07/2012		
21/07/2012		
22/07/2012		
10/08/2012	Huiskat	49,0
11/08/2012		
12/08/2012		
31/08/2012		
1/09/2012		
2/09/2012		
21/09/2012	Steenmarter	51,3
	Eekhoorn?	4,6
22/09/2012		
23/09/2012	zoogdier onbekend	50,4
12/10/2012		
13/10/2012		
14/10/2012		
2/11/2012	zoogdier onbekend	52,6
3/11/2012	Konijn?	56,1
	zoogdier onbekend	5,1
5/11/2012		

De slachtoffers werden verspreid over het hele traject gevonden. Er valt niet echt een hotspot voor verkeersslachtoffers te achterhalen. Wanneer we de slachtoffers langs het traject rangschikken geeft dat: **49.0 – 49.5 – 50.1 – 50.4 – 51.3 – 51.6 – 52.2 (2x) – 52.6 – 53.3 – 54.4 – 54.5 – 55.5 – 56.1 – 57.0 – 58.0 – 58.1 – 1.7 – 4.2 – 4.5 – 4.6 – 5.1** (met in het vet de zoogdieren).

Er is geen onderscheid gemaakt in rijrichting, omdat we er vanuit gaan dat je aan het slachtoffer niet echt kan zien in welke richting die liep, met andere woorden was het dier pas vertrokken of was die al over halfweg voor het werd aangereden. De nummers zijn oplopend van Antwerpen naar Eindhoven. De grens België-Nederland is 0.0.

Het opvallendste verkeersslachtoffer was een verse Steenmarter net voorbij oprit 26 (Retie) richting Nederland. Het dier lag (zoals toch wel een aanzienlijk deel van de zoogdierslachtoffers) tegen de middenberm. Er werd even gestopt om het dier te fotograferen. Het dier werd niet ingezameld.

Vooraf voor de kleinere zoogdieren (Egel, Konijn, Eekhoorn) viel het niet mee om vanuit de wagen een juiste determinatie te verrichten.

Nog enkele interessante bijkomende waarnemingen:

- Op 14 mei 2012 werd een dood Ree (Reebok) gemeld via de website www.waarnemingen.be. Het dier lag ter hoogte van het parkeerterrein van de douane.
- Op 20 juli werden 3 Konijnen (levend) op de middenberm van de autosnelweg gezien.
- Op 29 juli werd een dode Egel op de Reuselseweg gevonden.
- Op 23 september 2012 werd in Turnhout, onderweg naar het inventarisatiegebied, een Eekhoorn gezien die de autosnelweg overstak. Het dier sprong enkele tientallen meters voor de wagen van het noorden naar het zuiden. Er was weinig verkeer. Het dier overleefde de gewaagde actie.

Conclusies:

Deze manier van inventariseren leverde een beperkt aantal gegevens op. Anderzijds is dit de enige manier om een idee te hebben van het aantal verkeersslachtoffers en eventuele knelpunten.

De mogelijkheid om te stoppen zou wel een meerwaarde zijn om zekere determinatie mogelijk te maken.

3.3.3.7. Bijvangsten in bodemvallen

In functie van onderzoek naar bodembewonende ongewervelden zijn op 10 locaties bodemvallen geplaatst. Voor een uitgebreide beschrijving van deze locaties verwijzen we naar § 3.8.2.

In de bodemvallen werden een aantal kleine zoogdieren aangetroffen. Onderstaande tabel geeft een overzicht van de determinaties.

Tabel 9: Bijvangsten van kleine zoogdieren in bodemvallen.

Datum	Locatie	Soort	Aantal
29/04/2012	ek 7	Bosspitsmuis onbekend	1
29/04/2012	ek 1	Bosspitsmuis onbekend	2
17/05/2012	ek 2	Bosspitsmuis onbekend	1
1/06/2012	ek 8	Bosspitsmuis onbekend	1
1/06/2012	ek 6	Bosspitsmuis onbekend	1
15/06/2012	ek 7	Bosspitsmuis onbekend	3
15/06/2012	ek 5	Dwergspitsmuis	1
2/07/2012	ek 2	Bosspitsmuis onbekend	1
2/07/2012	ek 7	Dwergspitsmuis	1
2/07/2012	ek 5	Bosspitsmuis onbekend	1
29/07/2012	ex n	Dwergspitsmuis	1
29/07/2012	ex n	Bosspitsmuis onbekend	2
29/07/2012	ex z	Dwergspitsmuis	1
29/07/2013	ex z	Bosspitsmuis onbekend	1
4/08/2012	ek 8	Dwergspitsmuis	1
4/08/2012	ek 1	Bosspitsmuis onbekend	1
4/08/2012	ex n	Dwergspitsmuis	1
4/08/2012	ex z	Dwergspitsmuis	1
13/08/2012	ex z	Dwergspitsmuis	1
13/08/2012	ex z	Aardmuis	1
13/08/2012	ex n	Bosspitsmuis onbekend	1
30/08/2012	ex n	Aardmuis	1
30/08/2012	ek 8	Aardmuis	1
11/09/2012	ek 7	Bosspitsmuis onbekend	1
11/09/2012	ek 8	Dwergspitsmuis	1
14/10/2012	ek 3	Bosspitsmuis onbekend	1
14/10/2012	ek 8	Dwergspitsmuis	1
14/10/2012	ek 7	Bosspitsmuis onbekend	1
24/10/2012	ek 8	Dwergspitsmuis	1

Ondanks de afscherming met plaatjes geraakten toch heel wat spitsmuizen in de bodemvallen. Het betrof hoofdzakelijk Bosspitsmuizen (19 dieren) en Dwergspitsmuizen (11 dieren). Verder vonden we nog 3 Aardmuizen. De dieren werden verspreid over de hele onderzoeksperiode en het studieterein gevonden.

Het zou erg interessant zijn de determinaties nog te verifiëren via DNA-analyses. Op die manier kunnen we achterhalen of het de Gewone bosspitsmuis (*Sorex araneus*) betreft dan wel de Tweekleurige bosspitsmuis (*Sorex coronatus*).

Sowieso is het nuttig om alle determinaties te checken. Kleine zoogdieren die zijn bewaard op alcohol zijn lastig te determineren (nat, hard). Voorlopig zijn alle dieren bewaard.

3.3.3.8. Slangenplaten

Ten behoeve van het onderzoek naar reptielen zijn 60 slangenplaten uitgelegd op 20 locaties (zie § 3.5.1).

De slangenplaten leverden volgende informatie met betrekking tot kleine zoogdieren op:

- o 8 mei: muizenest met jongen (Ware muis onbekend) onder een plaatje aan de noordkant op de autosnelwegberm juist op Nederlands grondgebied.
- o 5 juni: Bosmuis op heideterrein in Nederland onder het plaatje aan de eerste slangenbult.
- o 23 juli: Spitsmuis onbekend op heideterrein in Nederland onder plaatje voorbij slangenbult 3.
- o 30 september: 2 Bosmuizen op heideterrein in Nederland onder plaatje aan de eerste slangenbult.

De dieren lieten zich slechts kortstondig bekijken en flitsten meteen weg. Herkenning van 'muizen' onder zulke omstandigheden is verre van evident.

3.3.3.9. 'Losse waarnemingen'

Bij een eerste verkenningronde op 17 maart 2012 werd het meest intensief gezocht naar sporen in het gebied, om een goede plaatsing van de zandbedden en cameravallen mogelijk te maken.

Toen reeds werden sporen gevonden van Everzwijn, Ree, Vos, Haas en Konijn.

Nadien vonden we bij elk plaatsbezoek sporen van Ree. Deze waarnemingen situeerden zich over het hele onderzoeksgebied. Van het Everzwijn werden ze nog slechts eenmaal teruggevonden (vlakbij camera 11).

Sporen van Konijn werden ook nog geregeld gezien.

Aan het lijstje van gevonden prenten hebben we ook nog een Egel en 'Marter onbekend' toevoegen. Deze werden beide ook maar eenmaal gevonden.

Uitwerpselen van Ree, Vos, Konijn en vermoedelijk Everzwijn en Huiskat werden gevonden.

Tenslotte waren zowel ten noorden als ten zuiden van de autosnelweg molshopen aanwezig.

Op 17 mei vonden we de restanten van een dood Ree.

Vraatresten aan suikerbiet van vermoedelijk Everzwijn werden aan zuidkant van de autosnelweg gevonden ter hoogte van het geplande ecoduct.

Naast enkele vermoedelijke hollen van Konijn werden ook twee vermoedelijke hollen van Vos gevonden. Zekerheid over de huidige bewoners kon niet verkregen worden.

In 2012 werden volgende zoogdieren gezien tijdens de inventarisatierondes of doorgegeven via de website www.waarnemingen.be:

- Haas 29/4 - 14/5 - 20/5 - 30/6 - 16/7 - 26/7 (2 ex)
- Konijn 17/3 - 29/3 - 29/6 - 30/6 - 9/8
- Ree 19/3 - 9/4 (2 ex) - 27/4 - 19/5 - 20/5 - 16/7 (2 ex) - 7/8 (2 ex) - 11/8 (2 ex) - 2/9 (2 ex) - 3/11 (3 ex, thv brug aan de Reuselseweg)
- Bosspitsmuis onbekend (dood) 23/9 + een tweede exemplaar in Nederland
- Bunzing 19/6 (thv brug)
- Woelmuis onbekend 29/3
- Eekhoorn 25/3 - 29/3 - 21/9 (2 ex)
- Mol (dood) 16/7

Conclusies:

Sporenonderzoek verspreid over het gebied op geschikte plaatsen levert heel wat gegevens op en betekent absoluut een meerwaarde. In het bos ten zuiden van de autosnelweg was de aarde steeds voldoende vochtig zodat mooie prenten te zien waren (hoofdzakelijk Ree, maar ook bijvoorbeeld

Egel). Vooral de vele onverharde wegen met grote plassen die in de loop van voorjaar en zomer droogvallen gaven een continu aanbod van geschikte 'sporenplaten'. Zichtwaarnemingen zijn uiteraard erg leuk, maar bij zoogdieren eerder zeldzame toevalstreffers.



Figuur 11: Onverharde weg met grote plassen, nabij zandbed 5. De aanzienlijke oppervlakte modder is geschikt om mooie prenten van dieren te vinden. 26 juli 2012. Foto Jorg Lambrechts.

3.3.4. Soortbesprekingen

De soorten worden in taxonomische volgorde besproken (volgorde van de literatuur).

3.3.4.1. Insecteneters

Er is vijfmaal een **Egel** (*Erinaceus europaeus*) gefotografeerd tijdens het onderzoek. Eén dier (2 fotoreeksen) passeerde aan camera 1 ten noorden van de E34, een (ander) dier passeerde aan camera 7 ten zuiden van de autosnelweg (3 fotoreeksen).

Twee Egels werden gevonden als verkeersslachtoffer (km-paal 49.5 en 4.5), eentje werd gevonden op 29 juli 2012 op de Reuselseweg (N136).

De prenten van een Egel werden éénmaal gevonden op zowel zandbed 3 als 4 (aan weerszijden van het tunneltje) en éénmaal op zandbed 5 (ten zuiden van de E34). Al deze sporen zijn gevonden tijdens de IP.

Nog 1 spoor van een Egel werd gevonden ten zuiden van de autosnelweg op een bosweg.

Op één na alle Egels werden gezien in de periode 1 april tot 1 juli. Telkens werd maar 1 dier tegelijk gezien. Gezien de levenswijze van de Egel is dit logisch.

De Egel is hoogstwaarschijnlijk een algemene soort in het onderzoeksgebied. De soort is echter relatief moeilijk waar te nemen. Toch werden waarnemingen gedaan ten noorden en ten zuiden van de E34.



Figuur 12: Dit is de mooiste foto van Egel tijdens het camera-onderzoek. Foto Kris Boers.

De **Mol** (*Talpa europaea*) is een soort die erg weinig gezien wordt. Zowel ten zuiden als ten noorden van de autosnelweg werden wel molshopen gevonden. Op 16 juli 2012 werd een dood dier gevonden tussen de akkers ten zuiden van de autosnelweg.

Het gebruik van de slangenplaten leverde slechts éénmaal een waarneming van een **Spitsmuis** (Soricidae) op. Dit gebeurde op 23 juli.

Het plaatsen van een camera in een bak leverde 15 fotoreeksen van een Spitsmuis op. Deze dieren konden niet tot op soortniveau gedetermineerd worden. Daarvoor was de kwaliteit van de foto's onvoldoende. Wel kan uitgesloten worden dat het één van de twee zeldzamere soorten betrof (Waterspitsmuis of Veldspitsmuis). Al de foto's van Spitsmuizen werden genomen op locatie 'camera 14'. Op slechts 1 andere plaats werd een camera in bak gezet. Deze was toen echter nog niet 100 % correct afgesteld waardoor mogelijk enkele dieren zijn gemist.

Alle waarnemingen van Spitsmuizen met de cameraval zijn gedaan in de periode september-oktober. Gezien alleen in deze periode een camera in bak is gebruikt (en goed was afgesteld) hoeft dit niet te verwonderen.

Ten noorden van de E34 werd op 23 september een dode **Bosspitsmuis onbekend** (*Sorex araneus/coronatus*) gevonden op de brandweg naar zandbed 2. Ook in Nederland werd aan de noordzijde van de autosnelweg een dode Bosspitsmuis onbekend gevonden. Beide dieren waren vers, één lag met de buik omhoog.

De bodemvallen zorgden voor een 30-tal zoogdierslachtoffers. Hoofdzakelijk betrof het hier Spitsmuizen:

- 11 Dwergspitsmuis
- 19 Bosspitsmuis onbekend

Beide soorten Bosspitsmuis zijn op basis van uiterlijke kenmerken niet te onderscheiden. Enkele kenmerken zijn wel richtinggevend. Alle gevonden dieren vertoonden de kenmerken van de Gewone bosspitsmuis (*Sorex araneus*).

Hoewel er geen specifiek onderzoek naar Spitsmuizen gebeurde, zijn er toch relatief veel waarnemingen gedaan. Zowel de Bosspitsmuis als de Dwergspitsmuis lijken algemeen voor te komen in het onderzoeksgebied. De waarnemingen gebeurden aan beide zijden van de snelweg.

3.3.4.2. Haasachtigen

De **Haas** (*Lepus europaeus*) is waargenomen op de sporenbedden (éénmaal, op zandbed 6) en met de cameravallen (11 keer). Bovendien werden ze 6 keer gezien tijdens de terreinbezoeken en vonden we ook sporen van Haas op de velden.

De zichtwaarnemingen gebeurden allemaal in de periode eind april tot eind juli. Op dat moment waren de gewassen op de velden nog niet hoog en konden de dieren gemakkelijker gezien worden.

De cameravallen registreerden Hazen tussen 13 april en 16 september.

Alle waarnemingen van Haas gebeurden ten zuiden van de autosnelweg. Gezien het biotoop waarin Hazen leven is dit niet verwonderlijk. Ten noorden van de autosnelweg bevindt zich in het onderzoeksgebied (binnen een straal van 1 km rond de locatie van het aan te leggen ecoduct) nauwelijks geschikt leefgebied voor Hazen. Net buiten het onderzoeksgebied zijn er wel mogelijkheden, zoals het akkergebied tussen de Gemeentebossen van Reusel, de Gemeentebossen van Bladel (en Kroonvensche Heide) en De Pals (Bladel).



Figuur 13: Dit is de mooiste foto van Haas tijdens het camera-onderzoek. Foto Kris Boers.

Konijnen (*Oryctolagus cuniculus*) werden 6 keer op de zandbedden en 6 keer met cameravallen waargenomen. Konijnensporen op de zandbedden vonden we in beide delen van het onderzoeksgebied (zandbedden 1, 2 en 6). De cameravallen registreerden alleen in het zuiden Konijnen (camera's 6 en 7).

Vijfmaal gebeurde er een zichtwaarneming (17/3 - 29/3 - 29/6 - 30/6 - 9/8), zowel ten noorden als ten zuiden van de E34.

Ook werden op de velden ten zuiden van de snelweg verschillende malen prenten gevonden van Konijn. Her en der waren, zowel ten noorden als ten zuiden van de autosnelweg, uitwerpselen en hollen van Konijn te zien. Het Konijn werd ook gevonden als verkeersslachtoffer op de autosnelweg (km-paal 4.2) en werd ook op de middenberm van de E34 gezien. Dit was tevens de grootste 'groep' die tijdens het onderzoek opgemerkt werd (3 dieren).

De waarnemingen van het Konijn gebeurden over de hele inventarisatieperiode. De foto's werden genomen in de maanden april en september, de zichtwaarnemingen in de maanden maart, juni en augustus en op de sporenbedden zagen we prenten in april, mei, juni en augustus.

Konijnen komen dus overal in het onderzoeksgebied voor, maar in relatief lage aantallen.

3.3.4.3. Knaagdieren

Een **Eekhoorn** (*Sciurus vulgaris*) werd driemaal gezien (25/3 - 29/3 - 21/9) tijdens de veldbezoeken. De tweede keer vluchtten twee dieren een boom in toen de waarnemer in de buurt kwam van de plaats waar ze op de grond zaten. Deze beide waarnemingen gebeurden ten zuiden van de E34. In het noorden van het onderzoeksgebied vonden we wel een nest (of beter gezegd: de hond van één van de veldwerkers ontdekte het nest). De dieren zelf konden toen niet gevonden worden; zij zaten vermoedelijk reeds verstopt in de takkenhoop.

Bij de eerste controle van de zandbedden in april werd ook een prent van een Eekhoorn gevonden op zandbed 5.

Twee Eekhoorns werden gevonden als verkeersslachtoffer, eentje in april en eentje in september. De eerste vonden we in Vlaanderen, het dier in de nazomer lag in Nederland.

Bijzonder was een waarneming van een Eekhoorn die de autosnelweg overstak, weliswaar ver buiten het onderzoeksgebied. Het dier werd gezien (op 23 september) op de E34 ter hoogte van Turnhout. Het was erg rustig op de autosnelweg, en enkele tientallen meters voor onze wagen huppelde het dier van het noorden naar het zuiden en bereikte heelhuids de overkant. Net zoals de verkeersslachtoffers geeft het wel aan dat Eekhoorns baat hebben bij veilige oversteekplaatsen van drukke wegen. Zeker in de voortplantingsperiode zijn ze roekeloos.

Onderstaande tabel geeft het aantal foto's weer van Eekhoorn. Van de Eekhoorn werden alleen maar foto's genomen door camera 1.

Tabel 10: Aantal foto's van Eekhoorn per maand met de cameravallen.

april	54
mei	78
juni	36
juli	6
augustus	61
september	3
oktober	5

Camera 1 kon geregeld een Eekhoorn fotograferen. De camera stond nl. opgesteld zodat die een stam in beeld had die door minstens 2 Eekhoorns gebruikt werd om naar beneden en naar boven te klimmen. De dieren werden in totaal 242 keer gefotografeerd. Dikwijls was alleen nog een stukje van de staart te zien. Op enkele foto's zijn beide dieren te zien. Verschillende keren was de camera ook net te laat.

De waarnemingen van Eekhoorn door camera 1 gebeurden voornamelijk van april tot augustus. In de periodes met minder waarnemingen stond de camera minder op de stam gericht. Vermoedelijk is dit de voornaamste verklaring voor het lager aantal waarnemingen tijdens de maanden juli, september en oktober.

Samenvattend kan gesteld worden dat de Eekhoorn geen ongewone verschijning is in het onderzoeksgebied.



Figuur 14: De Eekhoorn is enkel door camera 1 gefotografeerd, maar wel zeer vaak. Foto Kris Boers.

De camera's in een bak leverden heel wat waarnemingen op van **Woelmuizen** (*Microtidea*), 330 in totaal. Deze gebeurden zowel op plaats 'camera 5' (109 fotoreeksen) als op plaats 'camera 14' (221 fotoreeksen). Gezien de foto's allemaal zwart-wit zijn en de kwaliteit van de foto's niet optimaal is, was het niet mogelijk om de dieren met zekerheid tot op soortniveau te determineren.

Van een aantal dieren kan met behoorlijk grote zekerheid gesteld worden dat het Rosse Woelmuizen (*Clethrionomys glareolus*) zijn aangezien zij vrij goed zichtbare oren en een redelijk lange staart hebben. Verder hebben we een sterk vermoeden dat er geen Ondergrondse woelmuizen (*Microtus subterraneus*) zijn gefotografeerd. Deze soort heeft een redelijk opvallend platte kop en erg kleine ogen. Veldmuis (*Microtus arvalis*) en Aardmuis (*Microtus agrestis*) zijn echter onmogelijk herkenbaar op foto's van dergelijke kwaliteit (voor zover ze op foto al herkenbaar zijn). Niet van alle dieren zijn de foto's echter goed genoeg om de kenmerken te zien en bovendien is de pose van de dieren zeker niet altijd ideaal om de kenmerken te kunnen zien die nodig zijn voor een determinatie.

Enkele foto's van Woelmuizen werden genomen door de camera's die aan een boom hingen. Dit gebeurde éénmaal met camera 1 en tweemaal met camera 3. Op deze foto's is het dier echter zo klein dat het onmogelijk was meer te zeggen over de precieze identiteit van de Woelmuis. Daarom werden ook deze dieren allemaal genoteerd als Woelmuis onbekend.

In de bodemvallen vielen 3 **Aardmuizen** (*Microtus agrestis*) als slachtoffer. Dit gebeurde aan beide zijden van de autosnelweg. Al deze dieren leken juveniel. Ze vielen allemaal in de bodemvallen tijdens de maand augustus.

Woelmuizen zijn zeker algemeen in het onderzoeksgebied.

Van de **Muskusrat** (*Ondatra zibethicus*) zijn enkel historische gegevens op gemeenteniveau gekend. Deze dateren van voor 2004. De gemeente Mol maakte toen wel deel uit van het verspreidingsgebied van de Muskusrat. De soort is de laatste jaren echter bijzonder sterk in aantal achteruitgegaan. De aanwezigheid ervan in het onderzoeksgebied kon tijdens het onderzoek in 2012 niet bevestigd worden. Het is niet zeker of de dieren ooit in het onderzoeksgebied hebben geleefd.

Er werden niet minder dan 570 fotoreeksen van een **Bosmuis** (*Apodemus sylvaticus*) gemaakt. Daarmee is de Bosmuis de meest gefotografeerde soort van deze inventarisatieopdracht. 502 fotoreeksen werden genomen door camera 14 (camera in bak). Opvallend is dat door camera 5, de eerste camera die in een bak werd gezet, geen enkele Bosmuis werd gefotografeerd. De overige Bosmuizen werden getrokken door camera's 1 en 3 (beide 12 fotoreeksen) en camera 7 (44 fotoreeksen). Op deze laatste plaatsen is steeds te zien hoe de Bosmuizen tussen de vegetatie en op takken en stammen rondkruipen. Er zijn maximum 2 Bosmuizen op 1 foto vastgesteld.

Bijzonder zijn een aantal fotoreeksen die gemaakt werden door camera 7. Naast een hele reeks foto's met Bosmuizen, is ook te zien hoe zowel een Steenmarter als een Kerkuil een kijkje komen nemen op de plaats waar elke nacht Bosmuizen rondlopen. De Steenmarter is bijzonder geïnteresseerd in de tak waar de muizen steeds gefotografeerd worden.

Samenvattend kunnen we stellen dat de Bosmuis een erg algemene soort is in het onderzoeksgebied, zowel ten noorden als ten zuiden van de E34.

De '**Ware muis onbekend**' die op 8 mei onder een slangenplaat in Nederland werd gevonden, was, gezien het biotoop, vermoedelijk eveneens een Bosmuis (en geen Huismuis of Dwergmuis, de overige inheemse 'Ware muizen').

De **Bruine Rat** (*Rattus norvegicus*) werd ook enkel in de periode voor 2004 (Zoogdierenatlas Natuurpunt) gemeld. Nadien werd ook geen navraag meer gedaan bij de rattenbestrijders.

Tijdens het onderzoek werd geen Bruine rat of sporen ervan gevonden. Eénmaal werden met een bat-detector opnames gemaakt van een dier dat ultrasone geluiden maakte, maar geen vleermuis was. Dit gebeurde in de tunnel onder de E34. Het was echter niet mogelijk om met zekerheid uit te maken of de geluiden werden geproduceerd door een Bruine rat. Er zijn nl. nog heel wat andere (zoogdier)soorten die ultrasone geluiden maken, maar de beschrijvingen van de geluiden zijn erg moeilijk te vinden.

De sporenbuizen werden vooral ingezet om de aanwezigheid van Wezel en/of Hermelijn aan te tonen. Naast enkele sporen van Wezel, werden heel wat sporen van '**Muis onbekend**' gevonden. Op basis van de pootafdrukken is het niet mogelijk om een onderscheid te maken tussen de verschillende muizensoorten. Het is zelfs al niet evident om een onderscheid te maken tussen Spitsmuizen, Woelmuizen en Ware muizen.

In totaal werden op 97 momenten de papiertjes van de sporenbuizen ingezameld. Van de 97 'controles' waren er maar 7 waarop geen enkel muizen spoor te zien was. Over alle andere was minstens 1 keer een dier gelopen. Soms werden de sporenbuizen heel dikwijls door muizen bezocht, en zagen de papiertjes zelfs helemaal zwart van de pootafdrukken.

De controles gebeurden op 20 verschillende plaatsen. Slechts op 1 plaats (bij camera 9) werd geen enkele keer een spoor van Muizen waargenomen. Hoewel dit op de andere plaatsen wel voldoende was om de aanwezigheid van Muizen vast te stellen, had de sporenbuis er maar 3 weken gelegen.

Een overzicht van de waarnemingen staat in Tabel 7.

3.3.4.4. Roofdieren

Marterachtigen (Mustelidae)

De **Wezel** (*Mustela nivalis*) werd alleen vastgesteld aan de hand van de sporenbuizen. Dit gebeurde eenmaal ten noorden van de E34 (aan camera 12) en driemaal ten zuiden van de snelweg (aan zandbed 4). Het dier liep op deze laatste plaats gedurende minstens 1,5 maand geregeld door de sporenbuis. Bij de controle op 21 september stonden niet alleen de papiertjes vol pootafdrukken, maar ook de buis zelf stond vol zwarte wezelpootjes.

Een overzicht van de waarnemingen staat in Tabel 7.

Beide sporenbuizen waren onder het hoge gras geplaatst. Het lijkt erop dat een goede plaatsing van de sporenbuizen erg belangrijk is zodat ze gevonden worden door de kleine marterachtigen.

Pogingen om met een camera tijdens dit onderzoek in een bak de Wezel te fotograferen, mislukten. In Nederland werd deze techniek ook uitgetest, en mits een kleine aanpassing aan de bak (nl. het voorzien van een buis als 'inkom') slaagde men er daar recent wel in om de aanwezigheid van Wezels vast te stellen met zo'n camera.

Hoewel een Wezel een hele tijd net ten zuiden van de kleine tunnel onder de E34 vertoefde, konden we niet vaststellen dat deze ook gebruik maakte van de ondertunneling.

De **Bunzing** (*Mustela putorius*) werd slechts eenmaal gefotografeerd. Dit gebeurde eind augustus ten noorden van de autosnelweg (camera 13). Ook werden op zandbedden 1, 2 en 6 sporen gevonden die van Bunzing zouden kunnen zijn. Door de overlap van de grootte van deze sporen met Hermelijn enerzijds en Steenmarter/Boommarter anderzijds is het niet mogelijk hier 100% uitsluitel over te geven. De waarnemingen op de zandbedden gebeurden in april en juli.

Zeker is dus dat de Bunzing ten noorden van de snelweg voorkomt. Een zichtwaarneming aan de Reuselseweg, net ten zuiden van de E34, op 19 juni 2012, en de sporen op zandbed 6 leren ons dat de soort ook ten zuiden van de snelweg voorkomt.

De **Steenmarter** (*Martes foina*) was, verrassend, tijdens de hele onderzoeksperiode aanwezig. Er zijn alleen 100% zekere waarnemingen van de zuidkant van het onderzoeksgebied, maar aan de noordzijde werd wel een foto gemaakt van een zeer waarschijnlijke Steenmarter. Tijdens de nazomer zijn er iets meer waarnemingen. Hoewel de Steenmarter in Vlaanderen aan een serieuze uitbreiding van het zuiden naar het noorden bezig is, zijn waarnemingen uit het noorden van de Kempen nog eerder zeldzaam. Toch werden de dieren regelmatig waargenomen.

Op basis van de foto's kon echter niet altijd uitgesloten worden of het gefotografeerde dier nu een Steenmarter of een Boommarter was. Meestal was er wel een sterk vermoeden dat het een Steenmarter was, en is het dier ook zo genoteerd (met in een opmerkingenkolom 'onzeker'). Soms waren de foto's echter zo onduidelijk dat het onmogelijk was om de dieren te determineren. In die gevallen werden ze opgeschreven als Marter onbekend.

Sporen van Steenmarter zijn zeer lastig te onderscheiden van Boommarter (en soms ook van die van Bunzing). We hebben in dit onderzoek de waarnemingen van de sporen steeds genoteerd als Marter onbekend, maar veronderstellen dat het steeds sporen van Steenmarter betrof aangezien alle dieren die we op de foto's zeker konden determineren, Steenmarters waren. Bij al deze waarnemingen konden de kleine marterachtigen wel uitgesloten worden op basis van grootte van de prenten en/of paslengte.



Figuur 15: Dit is de mooiste foto van Steenmarter tijdens het camera-onderzoek. Foto Kris Boers.

Op de zandbedden (nummers 3 en 4) vonden we slechts éénmaal sporen van een vermoedelijke Steenmarter, nl. in april. Ook hier weer is het moeilijk om met zekerheid te zeggen dat ze afkomstig waren van een Steenmarter, maar dit leek op basis van de afmetingen de meest voor de hand liggende soort.

Ook op de bospaden en in de velden vonden we niet heel erg veel sporen. Enkel op 29 juni en 26 juli werden sporen gevonden van een Marter. Deze beide waarnemingen gebeurden ten zuiden van de E34.

Met de cameravallen hadden we meer succes. Hiermee maakten we opnames in mei (camera 7), september (camera 3, 6 en 11) en oktober (camera 6 en 7). Een Marter onbekend, vermoedelijk allemaal Steenmarter, werd gefotografeerd in augustus (camera 6) en september (camera 6).

Veel foto's waren echter onscherp aangezien de dieren zich dikwijls erg zenuwachtig gedragen en snel bewegen. De determinatie van de dieren op de foto's werd daarom met de specialisten van het INBO besproken. Twee dieren bleven ongedetermineerd.

Wel erg leuk was een kleine fotoreeks van een Steenmarter (camera 7, vlakbij de tunnel) die kwam ruiken aan een tak waar de nachten voordien Bosmuizen op hadden gelopen. Het dier komt langs de op de grond liggende tak gelopen, ruikt aan het stuk van de tak waar de muizen het meeste rondliepen, steekt dan de tak over, steekt zijn neus nog eventjes in de lucht en vertrekt dan terug ongeveer in dezelfde richting als van waar die kwam.

Op 21 september tenslotte vonden we een vers verkeersslachtoffer aan kilometerpaal 51.3 tegen de middenberm. Het dier lag aan de zuidzijde (rijrichting Nederland) en probeerde dus vanuit het zuiden naar het noorden de autosnelweg over te steken. We stopten om een foto te maken zodat we Boomarter zeker konden uitsluiten.

De Steenmarter maakt, evenals Vos, Egel en Huiskat, gebruik van de kleine ondertunneling die aanwezig is onder de E34 thv de locatie waar het ecoduct Kempengrens gepland is. Echter, van al deze soorten is dit gedrag slechts éénmaal waargenomen.

Hondachtigen (Canidae)

De **Vos** (*Vulpes vulpes*) werd 7 keer op de zandbedden waargenomen waarvan 5 keer tijdens de IP. Eén keer maakte hij gebruik van de tunnel onder de autosnelweg.

- 27/4: zandbed 1
- 8/6: zandbed 2
- 30/6: zandbed 6
- 1/7: zandbed 3 én 4 (weerszijden van tunneltje)
- 1/9: zandbed 6
- 2/9: zandbed 6

De waarnemingen op de zandbedden gebeurden tussen april en begin september.

Met de cameravallen werden 19 fotoreeksen van de Vos gemaakt (camera 1, camera 6, camera 7, camera 13). Dit gebeurde zowel ten noorden als ten zuiden van de snelweg. Opvallend was wel dat het tot half september duurde voor de eerste Vos werd gefotografeerd. Vanaf dan werd hij op verschillende plaatsen waargenomen.

In de tabel hieronder geven we de waarnemingen van Vos weer met de 3 camera's die niet verplaatst werden. De Vos werd alleen tijdens de maanden september en oktober gefotografeerd.

Tabel 11: Aantal foto's van Vos per maand met de cameravallen.

april	0
mei	0
juni	0
juli	0
augustus	0
september	8
oktober	1

Ook op het ecoduct in het Meerdaalwoud werd het hoogste aantal sporen gevonden in de maanden september en oktober (Lambrechts *et al.*, 2010). Dit kan een gevolg zijn van een hogere graad van activiteit in die periode. Er kunnen geen conclusies naar het aantal dieren getrokken worden.

Geregeld zijn er prenten van Vos op akkers gevonden (o.a. op 17 maart en op 22 september). Deze prenten zijn ten zuiden van de E34 gevonden, evident gezien enkel daar grote oppervlaktes zandige akkers aanwezig zijn binnen het studiegebied.

Prenten op de paden, en soms ook op de zandbedden, zijn niet weerhouden omdat ze hoogstwaarschijnlijk van honden afkomstig waren (zeker als er sporen van mensen naast liepen).

Er werd slechts eenmaal uitwerpselen van een Vos gevonden (op 3 november).

We kunnen dus stellen dat de Vos het hele jaar door aanwezig is in het gebied, en dit aan weerszijden van de autosnelweg.



Figuur 16: De Vos liet zich pas naar het einde van het onderzoek 'strikken' door camera-vallen. Foto Kris Boers.

Katachtigen (Felidae)

Driemaal is een spoor van een **Huiskat** (*Felis catus*) gevonden op de zandbedden: op 30 juni op zandbedden 3 en 4 en op 14 oktober op zandbed 3. Net na de laatste passage op zandbed 3 werd het dier ook gefotografeerd aan camera 7, dus ook toen is het dier vermoedelijk door de tunnel gegaan.

In totaal zijn er 8 fotoreeksen van (dezelfde) Huiskat gemaakt.

Eerder in de onderzoeksperiode werd ook een (andere) Huiskat waargenomen ter hoogte van camera 6.

Ter hoogte van de op/afrit Retie werd een dode Huiskat gevonden op 10 augustus. Ook dit was een ander exemplaar dan de dieren die werden gefotografeerd en gezien.

Deze waarnemingen zijn toch enigszins verrassend omdat in de onmiddellijke omgeving van het onderzoeksgebied geen bewoning is. De Huiskatten zagen er goed verzorgd uit. Het lijkt erop dat zij toch grote afstanden afleggen om in het gebied te komen jagen. Hierbij maken ze ook gebruik van de tunnel onder de E34.

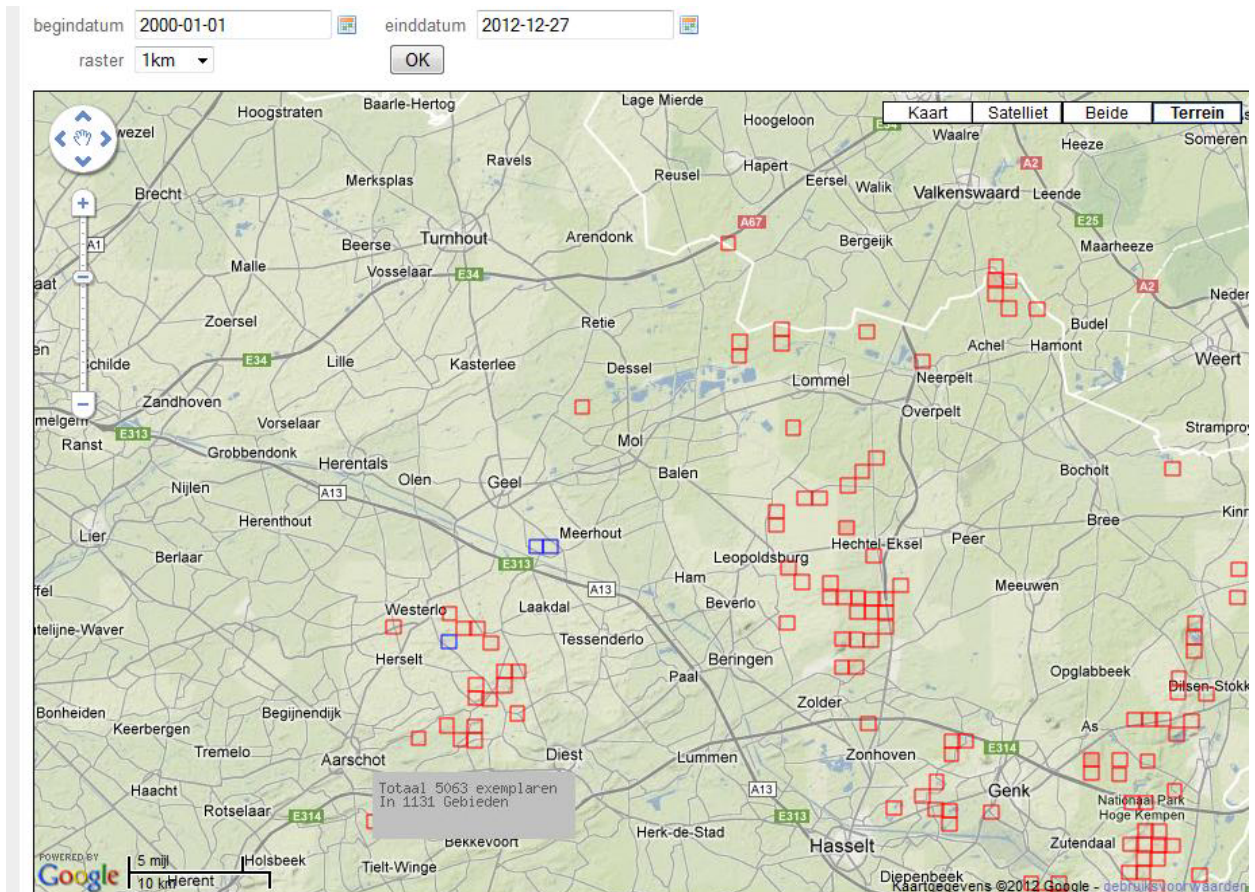
3.3.4.5. Evenhoevigen

Bij de verkenningronde op 7 maart 2012 zagen we tot onze verrassing een duidelijk spoor met duidelijke prenten van een **Everzwijn** (*Sus scrofa*). Het dier had ten zuiden van de E34 dwars over een akker gelopen (van het zuidwesten naar het noordoosten), van een bos in België naar een bos in Nederland. De forse prenten wezen op een solitaire keiler.

Op 27 april werden nog eens sporen gevonden van een Everzwijn (vermoedelijk hetzelfde dier).

Op 7 juli werd een Everzwijn gefotografeerd door camera 11, vlakbij de plaats waar de sporen in maart waren gevonden.

Nadien zijn er geen tekenen meer geweest van de aanwezigheid van dit dier.



Figuur 17: Kaart uit www.waarnemingen.be met alle ingevoerde waarnemingen van Everzwijn op kilometerhokniveau. Onze waarneming op de grens België-Nederland in Postel is de meest noordwestelijke.

Door Hans De Schryver en Ivan Schoemans (ANB) zijn ons volgende meldingen van afschot van Everzwijn in Postel bezorgd:

- Een overloper (vrouwje) uit een groep van 25 Everzwijnen op 1 september 2012;
- Een overloper (vrouwje) uit een groep van 11 Everzwijnen op 7 november 2012;
- Een overloper (vrouwje) uit een groep van 5 Everzwijnen op 20 januari 2013;
- Een overloper (vrouwje), met een tweetal jongen in de baarmoeder, net ten zuiden van het studiegebied (net ten noorden van de Eerselseweg N123) op 28 januari 2013.

De jager van het afschot van 28 januari meldde nog een zeug, met een vijftal frislingen (med. Ivan Schoemans, ANB). Verder zuidwaarts, net ten zuiden van de Abdij van Postel en ter hoogte van “De Zeven heerlijkhedenheide” zijn sporen van Everzwijn gevonden resp. door Michaël Cassaert en Ivan Schoemans.

Nét voor het afronden van voorliggend rapport, bereikte ons via Hans De Schryver nog volgende afschotmeldingen van 10 februari 2013, verricht in het domein van de Broqueville, net ten zuidoosten van de Abdij van Postel:

- Een solitaire overloper (mannetje);
- Twee drachtige zeugen (één met 4 en één met 6 embryo's) uit een groep van 7 Everzwijnen;

Tenslotte vermelden we nog dat er bij een grootscheepse actie op 18 februari 2013 met 200 drijvers en jagers één Everzwijn werd geschoten, ten zuidwesten van de Abdij van Postel.

Momenteel is het Everzwijn met een spectaculaire aantalstoename en areaaluitbreiding bezig in Vlaanderen, wat onder meer geïllustreerd wordt door talrijke krantenartikels.

Gezien de uitbreiding van het Everzwijn in Limburg lag het wel in de lijn van de verwachtingen dat deze soort ook in de provincie Antwerpen steeds meer zou opduiken. Totnogtoe lijkt de E34 een barrière te vormen voor de verdere uitbreiding naar het noorden.



Figuur 18: Prent van Everzwijn. Foto Kris Boers.

Het **Ree** (*Capreolus capreolus*) is de zoogdiersoort waarvan de meeste sporen zijn waargenomen op de zandbedden.

Gestandaardiseerd onderzoek leverde 7 sporen op tijdens de intensieve meetperiodes (IM) en 9 sporen buiten de intensieve meetperiodes.

Alleen op zandbedden 3 en 4, vlakbij de tunnel, werden geen sporen van Ree gevonden. Er is dus geen enkele aanwijzing dat het Ree het tunneltje zou gebruiken.

De sporen werden gevonden op 27/4, 29/4, 8/6, 29/6, 30/6, 1/7, 22/7, 11/8, 31/8, 1/9, 23/9, 2/11.

Het Ree was het meest 'live' waargenomen zoogdier tijdens het onderzoek. De 11 waarnemingen gebeurden op 17/3 (3 ex), 19/3, 9/4 (2 ex), 27/4, 19/5, 20/5, 16/7 (2 ex), 7/8 (2 ex), 11/8 (2 ex), 2/9 (2 ex) en 3/11 (3 ex, thv brug).

Op de paden en velden ten zuiden van de E34 waren altijd sporen van Ree te zien.

Ook op de cameravallen (die niet in een bak stonden) was het Ree de meest waargenomen soort. Dit hoeft niet helemaal te verwonderen. Het Ree is duidelijk een algemene soort in het onderzoeksgebied. Bovendien zijn de cameravallen uitermate geschikt/ontworpen om soorten als het Ree waar te nemen. Reeën zijn nl. relatief groot, bewegen zich doorgaans redelijk traag door hun leefgebied en kunnen relatief groter dichtheden bereiken (in vergelijking met bijvoorbeeld roofdieren).

Doordat Reeën eerder traag rondstappen werden er dikwijls ook meerdere fotoreeksen van een zelfde dier(groep) gemaakt. Het record staat op een dier dat voor camera 11 kwam slapen. Van dit dier werden niet minder dan 52 fotoreeksen (156 foto's) gemaakt. Het maximum aantal dieren op één foto was 3.

Onderstaande tabel geeft een overzicht van het aantal fotoreeksen van Ree door de 3 cameravallen die niet verplaatst werden en dus even lang opgesteld stonden.

Tabel 12: Aantal foto's van Ree per maand met de cameravallen.

April	58
Mei	30
Juni	11
Juli	5
augustus	11
september	1
oktober	54

Er zijn opmerkelijk meer dieren gezien en gefotografeerd in het voor- en najaar. In de zomermaanden (juni-september) zijn er opvallend minder waarnemingen. Op het ecoduct Warande in Meerdaalwoud waren er ook opvallend meer waarnemingen tijdens de wintermaanden (Lambrechts *et al.*, 2007, 2009). Vermoedelijk heeft dit met de leefgewoonten van het Ree te maken, waarbij ze in de zomer minder afstanden afleggen dan in de andere periodes van het jaar.

Waarnemingen van het Ree gebeurden verspreid over het onderzoeksgebied. Het is het enige zoogdier dat door elke cameraval werd gefotografeerd. Ook de zichtwaarnemingen waren erg verspreid. Sommige gebeurden in het noorden in het naaldbos, andere gebeurden op de akkers in het zuiden. Dikwijls werden meerdere dieren samen gezien. Zowel bij de zichtwaarnemingen als op de foto's bestond de grootste waargenomen groep uit 3 dieren. Verschillende keren zijn op de foto's jonge dieren te zien.

Camera 11 werd opvallend veel door Reeën gepasseerd. We zien op de beelden onder meer een mannetje dat verschillende nachten na mekaar dezelfde route aflegt. Ook komt er een wijfje slapen. Enkele keren passeert een geit met haar jong(en).



Figuur 19: Het Ree is het meest gefotografeerde zoogdier middels het cameravalonderzoek. Hier 3 dieren samen. Foto Kris Boers.

Eénmaal werd een Ree als verkeersslachtoffer gemeld. Dit gebeurde op 14 mei 2012. Het dier lag tegen de middenberm ter hoogte van de parking van de douane.

De gegevens van Reewild tellingen door de WBE's en de afschotcijfers zijn door INBO aangeleverd en besproken door Jim Casaer.

Rond de ligging van het nieuwe ecoduct bevinden zich aan Vlaamse kant drie Wildbeheereenheden (WBE) namelijk de WBE Postel, Jacht en Natuur, de WBE Dessel en de WBE De Vart. In elk van deze drie wildbeheereenheden wordt al gedurende langere tijd op reewild gejaagd. De beboste regio's in het noorden van de provincies Antwerpen en Limburg behoren in Vlaanderen tot de gebieden waar het reewild vermoedelijk de laatste eeuw steeds aanwezig is gebleven, net zoals in bepaalde beboste regio's in Vlaams Brabant, en dit in tegenstelling tot de rest van Vlaanderen (Casaer & Licoppe 2010). Momenteel is er geen enkele gevalideerde methode voorhanden om het absoluut aantal Reeën in een gebied te bepalen in functie van het beheer ervan. Er bestaan enkele wetenschappelijk onderbouwde methoden (vb. vangst hervangst of distance sampling) maar deze zijn zowel naar inzet van mensen als middelen te duur om op grote schaal als basis voor het beheer gebruikt te worden (Casaer & Malengreaux 2008).

In het kader van het reewildbeheer in Vlaanderen dienen de WBE's momenteel jaarlijks een afschotplan aan te vragen. Dit afschotplan wordt aangevraagd voor 15 oktober van elk jaar en geeft naast het verwezenlijkt afschot van de laatste drie jaren ook een inschatting van de reewildstand op 15 september van het jaar weer. Voor elk geschoten dier dient er een meldingsformulier opgemaakt te worden dat de plaats van afschot, leeftijdsklasse, geslacht, leeggewicht en een aantal gegevens van de schutter samenbrengt. In de directe omgeving van het toekomstig ecoduct bevinden zich ook meerdere terreinen, samen goed voor enkele honderden hectaren, waar er actueel geen reewildbeheer plaatsvindt en waarvoor bijgevolg geen gestandaardiseerde gegevens bekend zijn.

Wanneer de gegevens van de afschotplannen van de laatste jaren samengebracht worden, krijgen we voor deze drie Wildbeheereenheden samen een gemiddelde geschatte najaarsstand van ongeveer 20 dieren per 100 ha. De hoogste reewildstand per 100 ha bos wordt gerapporteerd voor de WBE Postel, Jacht en Natuur. Het gemiddeld afschot de laatste drie jaren draait voor deze wildbeheereenheden rond 4 reeën geschoten per 100 bos of dekking.

Tenslotte meldde Jan Rots dat er in de gemeentebossen van Bladel een **Muntjak** (*Muntiacus reevesi*) zou waargenomen zijn.

3.3.5. Conclusies

De inventarisatie van grote zoogdieren gebeurde met verschillende methoden: cameravallen, sporenonderzoek op zandbedden en verspreid over het gebied, zichtwaarnemingen en zoeken naar verkeersslachtoffers. Voor de kleine marterachtigen (Wezel en Hermelijn) werden sporenbuizen gebruikt om de aanwezigheid aan te tonen. Tevens werd een cameraval in een bak geplaatst.

De cameravallen leverden de meeste gegevens op. Bijna alle soorten zijn geregistreerd via deze camera's: enkel de Spitsmuizen en een Wezel werden niet door de cameravallen maar wel met de andere methoden gevonden.

Opvallend waren de regelmatige waarnemingen van Steenmarter. Waarnemingen van deze soort in deze regio van Vlaanderen zijn eerder schaars. Ook de aanwezigheid van een Everzwijn was een verrassing. Er zijn maar weinig waarnemingen uit de provincie Antwerpen gekend. Het Everzwijn, vermoedelijk slechts 1 exemplaar, is enkel in het voorjaar vastgesteld.

De meest gevonden soort is de Bosmuis. Dit komt door het hoge aantal waarnemingen door een cameraval in een bak. Van de grote zoogdieren is het Ree het meest waargenomen.

De roofdieren (Steenmarter, Vos,...) werden logischerwijs slechts enkele keren waargenomen. Zij hebben namelijk een groot leefgebied. Opvallend was dat de Vos zich tot september niet heeft laten fotograferen. Verder zijn nog Egel, Eekhoorn, Haas, Konijn en Woelmuizen vastgesteld.

3.4. Vogels

3.4.1. Inleiding

Het aan te leggen ecoduct Kempengrens situeert zich in Vogelrichtlijngebied SBZ-V De Ronde Put. De aanleg van het ecoduct zou eventueel impact kunnen hebben op één of meerdere van de aangemelde vogelsoorten Wespendif (*Pernis apivorus*), Zwarte specht (*Dryocopus martius*), Boomleeuwerik (*Lullula arborea*) en Nachtzwaluw (*Caprimulgus europaeus*)

Het bestek vraagt om van deze 4 soorten de verspreidingsgegevens te presenteren.

3.4.2. Methodiek

De 4 genoemde soorten zijn vlakdekkend gekarteerd in een straal van 1 km rond het geplande ecoduct.

3.4.3. Resultaten

3.4.3.1. Gerichte kartering

Alle waarnemingen van de 4 doelsoorten, evenals van een selectie aan overige vogelsoorten, die in 2012 in het studiegebied verricht zijn, worden weergegeven op figuur 20.

De **Wespendif** is niet waargenomen in het studiegebied, ondanks de veelvuldige terreinbezoeken door meerdere waarnemers tijdens de geschikte periode. Deze geheimzinnige prooivogel heeft in 2012 naar alle waarschijnlijkheid niet gebroed in de omgeving van het geplande ecoduct.

Het studiegebied is wel vrij geschikt als leefgebied. Zeker na de sterke dunningen van 2012 in de naaldbossen van de Koninklijke Schenking ten noorden van de E34 zijn de naaldbossen geschikt jacht- en broedgebied.

De meest nabijgelegen locatie waar de soort in 2012 is gezien tijdens het broedseizoen is aan de Ronde Put.

De Vlaamse populatie **Nachtzwaluw** bedraagt 500 – 550 broedparen (Gabriëls In Vermeersch *et al.*, 2004). De soort is vrijwel beperkt tot de Kempen en het overgrote deel van de broedparen situeert zich in Limburg (vb. Militair domein Schietveld Helchteren: 82 territoria; Pijnven in Hechtel-Eksel: 59 territoria). In de provincie Antwerpen situeert zich een belangrijk bolwerk op de Kalmthoutse heide met kleinere populaties in omliggende gebieden. In het Grenspark De Zoom-Kalmthoutse heide werden 80 zangposten geteld in 2007 (op 2888 ha; waarvan 27 op ca. 1410 ha van het Kalmthoutse gedeelte), tegenover 63 in 2002-2003 (Ledegen 2007).

In mei 2007 is een jagende Nachtzwaluw waargenomen, precies op de locatie waar het ecoduct gepland is (www.waarnemingen.be). Op 2 juni 2012 is Ward Machiels gericht gaan luisteren in functie van deze soort, maar is deze niet vastgesteld.

De **Zwarte specht** is 4 keer waargenomen door ons in 2012, waarvan één keer nabij de geplande ecoduct-locatie.

Vooral de al wat oudere naaldbossen van de Koninklijke Schenking ten noorden van de E34, en meer algemeen de grote oppervlaktes naaldbossen in de omgeving, vormen geschikt leefgebied.

Opmerking: er vonden bosbouw-werkzaamheden (dunningen) plaats tijdens het broedseizoen van 2012. Deze verstoring was mogelijk een reden waarom Nachtzwaluw niet is aangetroffen.

Tabel 13: Waarnemingen van bijzondere broedvogels in 2012 in het studiegebied.

datum	Nederlandse naam	geslacht	gedrag	aantal
14/05/2012	Bonte Vliegenvanger	Man	baltsend/zingend	1
14/05/2012	Bonte Vliegenvanger	Man	baltsend/zingend	1
12/03/2012	Boomleeuwerik	onbekend	baltsend/zingend	1
17/03/2012	Boomleeuwerik	onbekend	opvliegend	2
17/03/2012	Boomleeuwerik	onbekend	baltsend/zingend	1
19/03/2012	Boomleeuwerik	Man	baltsend/zingend	1
29/03/2012	Boomleeuwerik	Man	baltsend/zingend	1
29/03/2012	Boomleeuwerik	onbekend	ter plaatse	2
29/03/2012	Boomleeuwerik	onbekend	ter plaatse	2
29/03/2012	Boomleeuwerik	onbekend	ter plaatse	2
5/06/2012	Boomleeuwerik	Man	baltsend/zingend	1
2/07/2012	Boomleeuwerik	onbekend	baltsend/zingend	1
2/04/2012	Boompieper	onbekend	baltsend/zingend	1
5/06/2012	Boompieper	Man	baltsend/zingend	1
11/06/2012	Boompieper	onbekend	baltsend/zingend	1
26/07/2012	Boompieper	onbekend	alarmerend	1
26/07/2012	Boompieper	onbekend	ter plaatse	1
19/06/2012	Boomvalk	onbekend	overvliegend	1
19/03/2012	Geelgors	onbekend	ter plaatse	2
19/05/2012	Geelgors	onbekend	roepend	1
5/06/2012	Gekraagde Roodstaart	Man	baltsend/zingend	1
2/04/2012	Goudvink	Man	roepend	1
9/08/2012	Grauwe Vliegenvanger	onbekend	roepend	2
26/07/2012	Havik	Vrouw	overvliegend ZW	1
13/04/2010	Koekoek	onbekend	ter plaatse	1
20/05/2012	Koekoek	onbekend	ter plaatse	1
17/03/2012	Matkop	onbekend	roepend	1
25/03/2012	Matkop	onbekend	ter plaatse	1
29/03/2012	Matkop	onbekend	roepend	1
26/07/2012	Matkop	onbekend	roepend	1
9/08/2012	Matkop	onbekend	roepend	1
12/03/2012	Roodborsttapuit	Man	ter plaatse	1
17/03/2012	Roodborsttapuit	Man	ter plaatse	3
17/03/2012	Roodborsttapuit	Man	ter plaatse	1
17/03/2012	Roodborsttapuit	Vrouw	ter plaatse	1
19/05/2012	Roodborsttapuit	Man	ter plaatse	4
5/06/2012	Roodborsttapuit	onbekend	ter plaatse	1
5/06/2012	Roodborsttapuit	onbekend	roepend	1
26/07/2012	Roodborsttapuit	Vrouw	alarmerend	1
12/03/2012	Zwarte Specht	onbekend	roepend	1
25/03/2012	Zwarte Specht	onbekend	roepend	1
23/04/2012	Zwarte Specht	onbekend	ter plaatse	1
5/06/2012	Zwarte Specht	onbekend	roepend	1



Figuur 20: Situering van de waarnemingen in 2012 van een selectie aan broedvogels.

Opmeten van de huidige ecologische situatie (T0) in de omgeving van het geplande ecoduct Kempengrens over de E34 in Postel (Mol)

De **Boomleeuwerik** is in Vlaanderen als broedvogel momenteel vrijwel beperkt tot de Kempen. Daar is de populatie voor de periode 2000- 2002 geschat op een 600-tal broedparen, met de hoogste dichtheden in Limburgse heidegebieden en de Kalmthoutse heide (50 broedparen) (Beyen In Vermeersch *et al.*, 2004).

We verrichten 10 waarnemingen van Boomleeuwerik in de broedperiode (1 maart – 15 juli). Acht waarnemingen zijn verricht in maart en betroffen territoria (zingende mannetjes) of koppels.

Op dat moment zijn de grote zandige akkers braakliggend en lijken dan erg geschikt voor de soort. Nadien worden deze intensief bewerkt en is het de vraag of de eventuele legsels niet vernietigd worden en in hoeverre hier een 'sink effect' optreedt.

In juni en juli is er in elk geval nog aanwezigheid van de soort vastgesteld (zingende mannetjes), dus het betrof hier geen tijdelijke territoria of doortrekkers.

De waarnemingen zijn te herleiden tot 6 nabij elkaar gelegen locaties. Op basis van simultane waarnemingen komen we tot minstens 2 en mogelijk 3 territoria.

Van **Blauwborst** (*Luscinia svecica*), een vijfde VRL-soort die aangemeld is voor het VRL-gebied, zijn er geen waarnemingen bekend in een straal van 1 km rond de geplande ecoduct.

De kortst bij gelegen broedplaatsen in België zijn VNR de Ronde Put (Postel) en VNR Het Goorken in Arendonk, beiden op meerdere kilometers (www.waarnemingen.be).

We presenteren nog een aantal waarnemingen van andere bijzondere broedvogels, met volgende status op de Rode lijst (Devos *et al.* In Vermeersch *et al.*, 2004):

- Bedreigd: Boompieper, Geelgors en Goudvink;
- Kwetsbaar: Gekraagde roodstaart, Matkop;
- Momenteel niet bedreigd: Bonte en Grauwe vliegenvanger, Roodborsttapuit.

Het areaal van de **Boompieper** (*Anthus trivialis*) krimpt in Vlaanderen in en de soort komt vooral nog in de Kempen voor. De Vlaamse populatie wordt op 1900 – 2800 broedparen geschat. De resterende heidegebieden en militaire domeinen rond Antwerpen en op het Kempens plateau in Limburg vormen de absolute bolwerken en de soort houdt er plaatselijk zeer goed stand. Zo nam het aantal broedparen op de Kalmthoutse heide toe van 67 broedparen in 1976 – 1980 tot 111 in 1999. De grote heidebrand van 1996 heeft hier mogelijk toe bijgedragen (Van Hecke & Leysen, 2000).

De Boompieper broedt in het studiegebied, getuige de zangposten in juni en alarmerende dieren in juli.

De **Geelgors** is een soort van overgangssituaties in een structuurrijk landschap: overgangen tussen bos / struweel en open terrein (o.a. kaalkappen en jonge aanplanten), landbouwgebieden met veel KLE's en heide. De Geelgors kreeg zware klappen in Vlaanderen en verdween grotendeels uit het westen en het centrum. Anno 2000 – 2002 waren er ca. 3400- 4000 paren in Vlaanderen, vergeleken met ca. 10.000 paren in de jaren 70. De oorzaken van deze sterke afname liggen grotendeels in de intensivering van de landbouw (verdwijnen KLE's, toename maïssteelt ten koste van granen, verdwijnen overhoekjes met ruig grasland,...) (Rutten In Vermeersch *et al.*, 2004). In één van de drie belangrijkste bolwerken in Vlaanderen, namelijk in Zuidoost-Brabant, heeft men via ecologisch akkerbeheer de populatie Geelgors kunnen versterken (www.graanvoorgorzen.be). Dit biedt zeker mogelijkheden voor inrichting van een deel van de akker ten zuiden van het ecoduct.

Er is één waarneming van Geelgors van voor het broedseizoen (19 maart 2012) en één van tijdens het broedseizoen (19 mei 2012).

3.4.3.2. Cameravalonderzoek

Er zijn 10 vogelsoorten waargenomen met behulp van de cameravallen (zie Tabel 14).

Tabel 14: Overzicht van de gefotografeerde vogelsoorten per camera.

camera		Koolmees	Houtduif	Houtsnip	Gaai	Grote bonte specht	Vink	Pimpelmees	Kerkuil	Zwarte kraai	Vogel species
1	N	1	26	1	2	63	1	2	0	0	3
2	N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	N	0	10	0	3	2	0	1	0	0	7
4	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	Z										
6	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
7	Z	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
8	N										
9	N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13	N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		1	36	1	5	65	1	3	1	3	10

De Grote bonte specht (*Dendrocopos major*) is de meest gefotografeerde soort. Deze vogel gebruikte namelijk dezelfde stam als de Eekhoorn om naar voedsel te zoeken. De interessantste vogelwaarnemingen zijn die van een Houtsnip en die van een Kerkuil.

De Houtsnip (*Scolopax rusticola*) verscheen eventjes in beeld van camera 1 op 18 april 2012 rond half 7 's morgens.

De Kerkuil (*Tyto alba*) werd op 20 oktober gefotografeerd door camera 7. Bij de controle van de verkeersslachtoffers werd op 2 november iets verderop een dode Kerkuil gevonden. Door het verenkleed van de vogel op de foto's te vergelijken met dat van het ingezamelde verkeersslachtoffer kon vastgesteld worden dat het niet om hetzelfde dier ging. Beide dieren waren ongeringd. Dat meerdere dieren in een zelfde gebied voorkomen is niet uitzonderlijk omdat in deze tijd van het jaar jonge Kerkuilen vaak samen en zelfs in groep jagen in wegbermen (med. Ludo Smets/Carlo Verheyen).

3.4.3.3. Onderzoek verkeersslachtoffers

Niet alle vogels die als verkeersslachtoffer zijn waargenomen, werden systematisch genoteerd aangezien heel wat soorten te klein zijn om op naam te brengen zonder te stoppen. Immers, om veiligheidsredenen mocht er niet over pechstrook gereden worden noch worden gestopt.

Tabel 15: Verkeersslachtoffer van vogels op de E34 in de omgeving van het aan te leggen ecoduct Kempengrens.

Datum	soort	Km paal
29/06/2012	vogel	50,1
29/06/2012	Houtduif	51,6
29/06/2012	Houtduif	57,0
29/06/2012	Gaai	52,2
1/07/2012	Houtduif	1,7
20/07/2012	Zwarte kraai	54,4
20/07/2012	Bosuil	52,2
10/08/2012	roofvogel	53,3
14/10/2012	Fazant	55,5
2/11/2012	Fazant	54,5
2/11/2012	Kerkuil	58,0

De Kerkuil die op 2 november 2012 werd gezien, is later ingezameld door de vrijwilligers van de Kerkuilenwerkgroep van Vogelbescherming Vlaanderen. Hierdoor konden we het dier vergelijken met de foto's die even verderop door camera 7 werden genomen.

3.4.4. Conclusies en impact van aanleg ecoduct op soorten

Onze inschatting is dat de impact de volgende zal zijn.

→ Impact van de verstoring bij aanleg van het ecoduct:

Minimaal, sluit aan bij snelweg, die al een belangrijke geluidsverstoringbron is; een klein deel van het bos, nabij de snelweg, zal wellicht minder bezocht worden door een aantal bosvogels, en dit enkel tijdens de werkzaamheden.

→ Impact van de ecotoopveranderingen naar aanleiding van de aanleg van het ecoduct:

Habitatverlies: in beperkte mate voor Zwarte specht wegens de (beperkte) kappingen die zullen uitgevoerd worden ten noorden van de snelweg;

Habitatwinst: indien de grote akker die aan de zuidzijde aansluit op de locatie waar het ecoduct gebouwd zal worden, omgezet wordt naar droge heide (Cg) en struisgrasland (Ha), betekent dit:

- Bijkomend jachtgebied voor Wespandief;
- Bijkomend duurzaam leefgebied voor Nachtzwaluw, Boomleeuwerik, Boompieper, Geelgors, Roodborsttapuit.

Op het ecoduct Kikbeek (in Maasmechelen) is een positief effect vastgesteld op Boomleeuwerik. Er vestigde zich daar na de aanleg 1 territorium op het ecoduct inclusief de aanloopzone (Lambrechts *et al.*, 2008).

Vooraf voor Boomleeuwerik zal dit een grote meerwaarde betekenen. Het landschap van het gebied Koninklijke Schenking is geschikt, vandaar de territoria, maar momenteel is het weinig waarschijnlijk dat er op de akkers succesvol gebroed wordt. Indien er heide ontwikkelt, zal dit zonder twijfel tot 1 of 2 vaste, duurzame territoria Boomleeuwerik leiden.

→ Een ecoduct heeft een beperkte invloed op ontsnippering van snelwegen voor vogels.

3.5. Reptielen

3.5.1. Methodiek

In het studiegebied waren (zijn) 3 reptielensoorten te verwachten: Levendbarende hagedis, Hazelworm en Gladde slang.

Er is gebruik gemaakt van 'slangenplaten' vermits dit een erg goede methode is om Hazelwormen te inventariseren en de best gekende methode voor Gladde slang (Donker 2001). Beide reptielen zijn zogenaamde thigmotactische soorten die contact zoeken met het substraat en graag wegkruipen onder allerlei materiaal (Lenders 2011).

Er zijn 66 slangenplaten uitgelegd op 29 maart 2012, waarvan 33 ten noorden van de E34 en 33 ten zuiden. Er zijn telkens 3 slangenplaten, elk van een verschillend type (metalen 'golfplaat', kunststof plaat en tapijt-tegel), uitgelegd per locatie (zie figuur 21). Er zijn dus in totaal 22 verschillende locaties opgevolgd met slangenplaten (zie figuur 22).

De slangenplaten zijn op de meest kansrijke plekken uitgelegd. Dit zijn zuid gerichte, warme doch beschut gelegen bosranden, verbossende heide, heiderelicten,...

De slangenplaten zijn minstens om de 14 dagen gecontroleerd in de periode april – september 2012. In totaal vonden 14 controlerondes plaats die elk ca. 4 uren tijd in beslag namen.

Het frequent lopen van deze route waarbij alle slangenplaten gecontroleerd worden, garandeerde daarenboven een grote aanwezigheid van de waarnemer in het gebied, wat resulteerde in vele bijkomende zichtwaarnemingen.

Het veldwerk is uitgevoerd door Ward Machielsens, lokale vrijwilliger van HYL A, de amfibieën- en reptielenwerkgroep van Natuurpunt. Hij heeft veel ervaring met het inventariseren van reptielen.

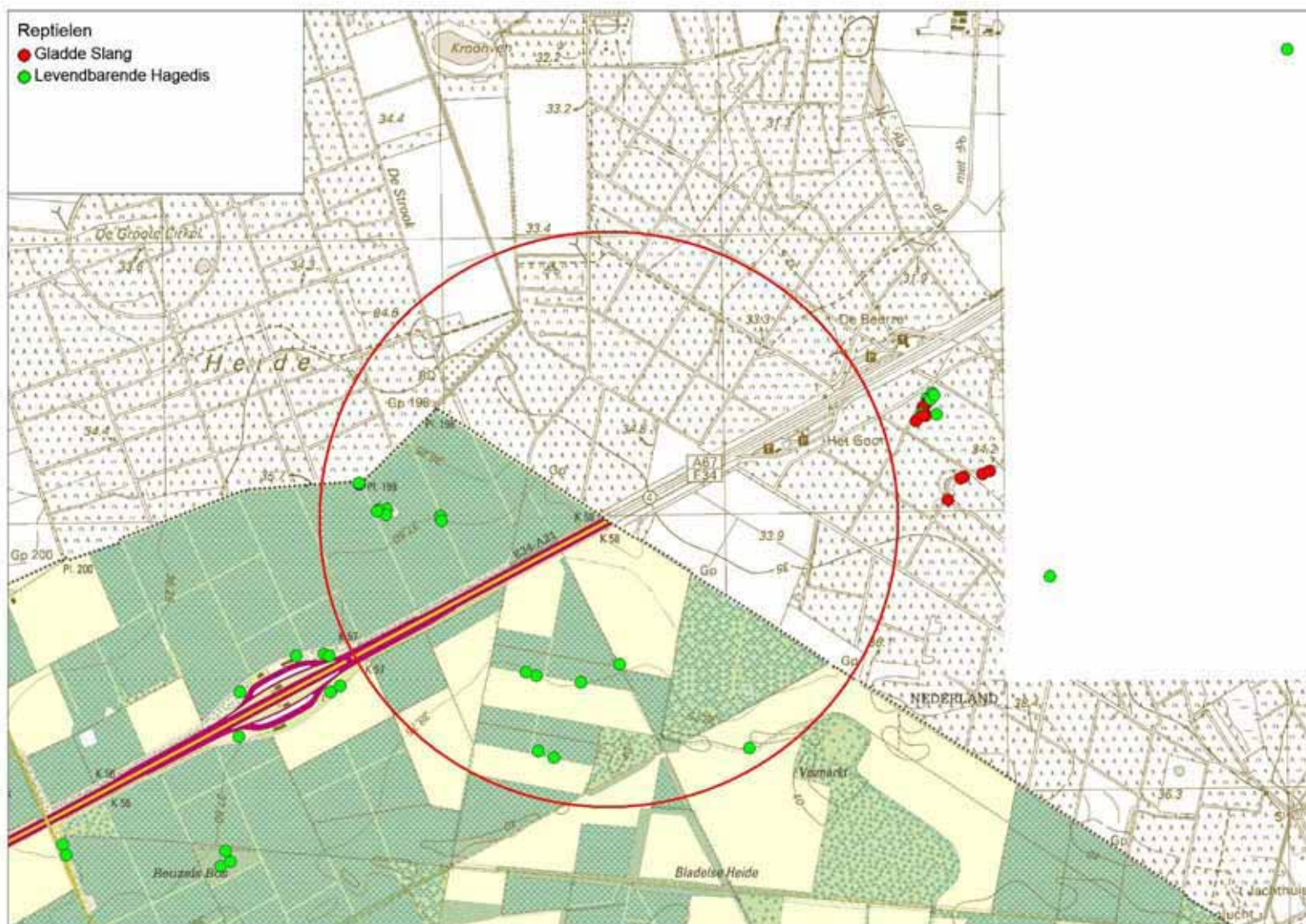


Figuur 21: Twee van de drie slangenplaten op locatie 16, in de noordoostelijke hoek van de douaneparking. De platen zijn hier niet uitgelegd in de botanisch waardevolle struikheidevegetatie, maar in de zoom die gedomineerd wordt door Pijpenstro (tussen de heide en de verharde lokale weg). Dit is voor reptielen een kansrijkere situatie. 29 maart 2012. Foto Jorg Lambrechts.



Figuur 22: Situering van 22 sets van telkens 3 slangenplaten in het studiegebied.

Opmeten van de huidige ecologische situatie (T0) in de omgeving van het geplande ecoduct Kempengrens over de E34 in Postel (Mol)



Figuur 23: Situering van de vindplaatsen van reptielen in het studiegebied.

Opmeten van de huidige ecologische situatie (T0) in de omgeving van het geplande ecoduct Kempengrens over de E34 in Postel (Mol)

3.5.2. Resultaten

Onderstaande tabel geeft de data weer dat de slangenplaten gecontroleerd zijn en welke soorten die dag zijn vastgesteld onder de platen en bij losse waarnemingen in de directe omgeving van de platen. Alle waarnemingen zijn met exacte plaatsbepaling ingevoerd op www.waarnemingen.be (zie figuur 23). Waarnemingen van Gladde slang zijn daarbij uiteraard vervaagd.

Uit het studiegebied is slechts 1 waarneming voorhanden in de HYL-databank, namelijk van een Levendbarende hagedis. Dit bevestigt de eerdere vaststelling (bij andere faunagroepen) dat er zeer weinig bekend is van de fauna van het gebied.

Tabel 16: Controledata van slangenplaten en waargenomen reptielensoorten.

Datum	onder slangenplaten	losse waarnemingen
2/04/2012	niets	Levendbarende hagedis
8/05/2012	muizennest	
14/05/2012	niets	
22/05/2012	niets	
5/06/2013	niets	Gladde slang
11/06/2012	Levendbarende hagedis	Gladde slang en Levendbarende hagedis
19/06/2012	niets	Levendbarende hagedis
2/07/2012	niets	Gladde slang
12/07/2012	Levendbarende hagedis	Levendbarende hagedis
16/07/2012	Gewone pad	Levendbarende hagedis
18/07/2012	niets	Levendbarende hagedis
23/07/2012	Levendbarende hagedis, Gewone pad	Gladde slang en Levendbarende hagedis
7/08/2012	Gewone pad	Gladde slang en Levendbarende hagedis
30/09/2012	Bosmuis	Levendbarende hagedis

Er zijn 2 reptielensoorten waargenomen: Gladde slang en Levendbarende hagedis.

De **Gladde slang** (*Coronella austriaca*) is een zeldzame soort in Vlaanderen. Ze heeft haar bolwerk in Limburg, op het Kempens plateau. De soort is in de eerste Rode Lijst opgenomen als 'kwetsbaar' (Bauwens & Claus, 1996) maar bij recente herziening is ze in de categorie 'bedreigd' terechtgekomen (Jooris *et al.*, 2012). Ook in Nederland is de Rode-lijststatus 'bedreigd' (Creemers & Van Delft 2009). De soort is bovendien Europees beschermd (Habitatrichtlijn bijlage IV).

De Gladde slang is op vlak van ecologische betekenis zonder twijfel de belangrijkste doelsoort voor het ecoduct Kempengrens!

De Gladde slang leeft in droge, natte en venige heidenen, hoogvenen en langs bosranden. We gaan in §4 verder in op de habitatvereisten van de soort.

Ondanks zeer grondig onderzoek konden we de soort niet vinden op Belgisch grondgebied, in de Koninklijke schenking. De soort is er ook eerder niet waargenomen. Er zijn slechts zeer beperkte oppervlaktes geschikt leefgebied aanwezig, meer bepaald:

- de 4 hoekpunten van de douaneparking: slangenplaat-locaties 1, 2, 15 en 16;
- dichte Pijpenstrovegetaties als open plekken in het naaldbos, met name de slangenplaat-locaties 17, 18 en 19.

Dit is globaal véél te weinig oppervlakte voor een populatie en veel te versnipperd (zeker de locaties op de douaneparking). Het is momenteel hoogstens geschikt om tijdelijk één of enkele zwerfende individuen te herbergen. Het feit dat de Gladde slang geen al te grote afstanden aflegt, zeker niet doorheen ongeschikt habitat zoals dicht naaldbos, verkleint de kansen dat de Gladde slang anno 2012 deze kleine habitatplekken kan koloniseren.

Zeer heuglijk is de ontdekking van Gladde slang in het natte-heideterrein in Nederland dat nauw aansluit bij de heideterreinen van de Goorloop. Onderstaande tabel geeft een overzicht van onze 9 waarnemingen van Gladde slang in datzelfde gebiedje.

De Gladde slang is bekend van de Cartierheide ten zuiden van de E34 en van de Reuselse moeren en Peelsche heide ten noorden van de E34. Tot de jaren 80 zou de Gladde slang ook in Rode Del (Arendonk) aanwezig geweest zijn (med. Daniël Josten). De ontdekking van de nieuwe (sub)populatie is een belangrijk gegeven: immers dit is een cruciale stapsteen richting gepland ecoduct.

Tabel 17: Details van de waarnemingen van Gladde slang in de natte heide (slangenplaat-locatie 13).

Datum	Aantal	Kleed	Geslacht	Toelichting
5/06/2012	1	adult	onbekend	
5/06/2012	1	adult	onbekend	
11/06/2012	1	adult	onbekend	
2/07/2012	1	adult	onbekend	
2/07/2012	1	adult	vrouw	
2/07/2012	1	adult	onbekend	
30/07/2012	1	adult	vrouw	zonnend langs de kant van de weg
30/07/2012	1	onbekend	vrouw	zonnend op slangenbult
7/08/2012	2	onbekend	onbekend	op slangenbult



Figuur 24: Dat een ecoduct geschikt is voor passage van een kritische soort als Gladde slang, is aangetoond op het ecoduct Kikbeek in 2009, waar dit juveniel dier in september 2009 gevonden is centraal op het ecoduct, reeds het 4^{de} jaar na aanleg van het bouwwerk. Foto Jorg Lambrechts.

De **Levendbarende hagedis** (*Zootoca vivipara*) was bekend van het studiegebied voor aanvang van voorliggende studie, met name op meerdere locaties net ten noordwesten van het toekomstig ecoduct. De soort is er zowel in 2009 (1 ex op 11 september op slangenplaat-locatie 16) als 2010 (4 ex. op 16 april op slangenplaat-locatie 18) waargenomen door Natuurpunt vrijwilliger Ward Machielsens (www.waarnemingen.be).

Bij voorliggend onderzoek zijn er slangenplaten uitgelegd op de voor reptielen meest geschikte plaatsen en dit leverde tientallen waarnemingen van Levendbarende hagedis op. We overlopen de (clusters van) vindplaatsen:

- Cluster 'Open plekken in naaldbos ten noorden van E34': 2 dichte Pijpenstrovegetaties (locaties 17,19) en 1 struikheidevegetatie (18) in of langs brede boswegen;
- Cluster 'heide-hoekpunten van de douaneparking': in alle 4 hoekpunten van de douaneparking, waar telkens mooi ontwikkelde struikheidevegetaties aanwezig zijn, is Levendbarende hagedis aangetroffen (locaties 1, 2, 15 en 16). Enkel op locatie 15 was dit niet onder de slangenplaten, maar enkel via veldwaarnemingen;
- Cluster 'bosranden ten zuiden van E34': meerdere vindplaatsen in zuid georiënteerde bosranden (locaties 6, 7, 8 en 9) en een noordoost gerichte (locatie 3) bosrand; de overgangen bos-akker zijn hier plaatselijk niet heel scherp maar er zijn grazige zones aanwezig; hier bij aansluitend nog een vindplaats in een brede grazige zone langs een gracht tussen 2 akkers (locatie 12, nabij toponiem 'Vismarkt');
- Natte-heideterein in Nederland (locatie 13): hier is de soort geregeld waargenomen.

Voorts zijn er nog twee vindplaatsen waar geen slangenplaten lagen, in de noordoost georiënteerde taluds van de Reuselseweg en op een open plek in het Reusels bos.



Figuur 25: Levendbarende hagedis, gevangen op locatie 19, in de handen van Ward Machielsens. 29 maart 2012. Foto Jorg Lambrechts.

Tenslotte is het nog interessant de weinige locaties te vermelden waar de soort niet is aangetroffen, maar wel enigszins verwacht werd (vandaar dat er slangenplaten zijn gelegd):

- Een noordwest georiënteerde bosrand ('slangenplaatlocatie' 10);
- Op 2 locaties in de brede snelwegberm (locaties 21 en 22);
- Aan een vennetje (locatie 20), waar een drol van een Vos met daarin een hagedis gevonden is. De slangenplaten op deze locatie 20 werden voortdurend verwijderd en tegen een boom gezet in het bos. We hebben ze dan ook halverwege de onderzoeksperiode opgeruimd. Wellicht komt de soort hier wel voor, want het is een zeer geschikte (doch kleine) habitatplek.

Vochtige heide- en veenterreinen met Dopheide en Pijpestro en opslag van berk en Grove den zijn de voorkeursbiotoop van Levendbarende hagedis. De dichtheden kunnen daar oplopen van 400-1000 dieren/ha. Ook allerlei droge biotopen zoals droge heide, duinen, heischrale graslanden en open plekken in bossen worden bewoond, maar in lagere dichtheden. Daarnaast zijn tal van types lijnvormige landschapselementen waarbij er een overgang is van gesloten naar open ecotoop, zoals bosranden, geschikt. In de eerste Vlaamse Rode lijst is de soort als 'zeldzaam' opgenomen (Bauwens & Claus, 1996), momenteel wordt ze als niet bedreigd beschouwd (Jooris *et al.* 2012). In Nederland is de Rode-lijststatus 'gevoelig' (Creemers & Van Delft 2009).

Hazelworm (*Anguis fragilis*) is niet waargenomen in het studiegebied. Uit de (wijde) regio zijn er een eerder beperkt aantal waarnemingen bekend (www.waarnemingen.be), met name van:

- Ronde Put: o.a. in 2009;
- Ter Heide, Postel (net ten westen van kanaal Dessel-Schoten): in 2012.

3.6. Amfibieën

3.6.1. Methodiek

Alle waterpartijen in een straal van 1 km rond het ecoduct zijn onderzocht met fuiken en/of schepnet (indien het water te ondiep was) in april en mei 2012. De aangetroffen amfibieën zijn genoteerd.

Er zijn een 5 tal kleine, gegraven putjes gevonden (gegraven als drinkplaatsen voor wild?) en daarnaast 2 iets grotere waterpartijen met uitgebreide veenmosvegetaties.

Als extra hebben we een staalname uitgevoerd in functie van later genetisch onderzoek.

We hebben namelijk van elke gevangen Alpenwatersalamander swaps genomen voor genetische analyse. Van deze soort heeft het INBO al genetische merkers.

Het veldwerk is uitgevoerd door Ward Machielsen, lokale vrijwilliger van HYLA, de amfibieën- en reptielenwerkgroep van Natuurpunt. Hij heeft veel ervaring met het inventariseren van amfibieën.



Figuur 26: Poeltje ten zuiden van de E34 (slangenplaat-locatie 3). Hier zijn 4 amfibieënsoorten (en Levendbarende hagedis) gevonden. Er zijn nog 4 gelijkaardige gegraven putjes onderzocht op amfibieën, allen ten noorden van de E34. 29 maart 2012. Foto Jorg Lambrechts.

3.6.2. Resultaten

Er zijn geen waarnemingen van amfibieën opgenomen in de HYLA-databank!

Voorliggend, gericht onderzoek leverde waarnemingen van 5 soorten amfibieën op. Dit zijn de in Vlaanderen meest algemene soorten en daarom ook wel bekend als 'the common five'.

Het betreft Kleine watersalamander (*Lissotriton vulgaris*), Alpenwatersalamander (*Ichthyosaura alpestris*), Gewone pad (*Bufo bufo*), Bruine kikker (*Rana temporaria*) en Groene kikker (*Rana esculenta synklepton*).

Alpenwatersalamander (op 6 locaties in waterpartijen + 2 erbuiten), Gewone pad en Bruine kikker zijn wijd verspreid over het studiegebied aanwezig.

'Groene kikker' is enkel aangetroffen aan een vijvertje met sterk venachtig karakter, in Nederland. Kleine watersalamander is enkel vastgesteld op 2 locaties ten zuiden van het ecoduct.

Kenmerkende heidesoorten als Heikikker (*Rana arvalis*) en Rugstreeppad (*Bufo calamita*) zijn niet aangetroffen.

Er zijn een aantal waterpartijen aanwezig die voor eerstgenoemde geschikt lijken. Er is een legsel gevonden die aan de kenmerken van deze soort voldoet. We namen een staal en dankzij genetisch onderzoek door INBO bleek dat het van Bruine kikker was.

Opmerkelijk is de afwezigheid van Vinpootsalamander (*Lissotriton helveticus*).

Het is merkwaardig dat deze soort in het onderzoeksgebied ontbreekt. Aan Belgische zijde van de grens zijn noch uit Waarnemingen.be noch volgens de Hyladatabank gegevens bekend uit de wijde omgeving terwijl aan de Nederlandse zijde van de grens wel veel waarnemingen bekend zijn (med. R. Jooris; De Jong 2012).

Vermits een aantal kenmerkende libellen van oligotrofe wateren wel aanwezig zijn (maar dat zijn mobiele soorten), vermoeden we dat versnippering hier een rol zou kunnen spelen.

Merijn de Jong onderzocht in 2012 een aantal poelen in de gemeente Bladel (de Jong 2012). Er zijn 4 poelen recent aangelegd in de gemeentebossen van Bladel, binnen een straal van 1 km van de ecoduct Kempengrens. Deze zijn evenwel niet onderzocht door de Jong mogelijk omdat ze pas heel recent zijn aangelegd.



Figuur 27: Een waterpartij ten zuiden van de E34, met uitgebreide veenmosvegetaties. Hier zijn een aantal legfels gevonden die kenmerken van Heikikker vertoonden, maar na genetisch onderzoek toch van Bruine kikker bleken. Foto links genomen op 29 maart, foto rechts 26 juli 2012. Foto's Jorg Lambrechts.

3.7. Sprinkhanen

3.7.1. Inleiding

Het merendeel van de zeldzame sprinkhaansoorten in Vlaanderen komt op zandbodem voor en daarbinnen vooral in heidegebieden.

Bijna alle Vlaamse hot spots (UTM-kilometerhok met minstens 10 sprinkhaansoorten) lagen anno 2000 in de Kempen. De Kempen is dus de interessantste regio, maar daarbinnen blijven slechts een beperkt aantal topgebieden over, merendeels gelegen in de Limburgse Kempen (zie Decler *et al.*, 2000).

Voorals droge heide en zijn pioniervegetaties (stuifzand, Buntgrasvegetaties) evenals droge, voedselarme graslanden zijn belangrijke ecotopen voor sprinkhanen, met tal van Rode lijst soorten waaronder meerdere brachyptere (kortvleugelige). Bossen zijn van mindere betekenis voor sprinkhanen. Enkel de Boskrekel, een typische soort van zonnige, warme bosranden, is in dat opzicht relevant.

Sprinkhanen zijn zeer goede indicatoren voor vegetatiestructuur, omdat de factoren vochtigheid en warmte bepalend zijn voor de ontwikkeling.

3.7.2. Methodiek

Alle sprinkhaansoorten in een straal van 1 km rond het geplande ecoduct zijn gebiedsdekkend gekarteerd via auditieve en visuele herkenning. Er zijn op tal van plaatsen bovendien gerichte sleepvangsten uitgevoerd.

Daarnaast zijn er een aantal bijkomende gegevens verzameld bij het bodemvalonderzoek.

3.7.3. Resultaten

We namen 14 sprinkhaansoorten waar in het studiegebied. We sommen de soorten op, ingedeeld volgens familie:

- Sabelsprinkhanen (Langspriet): Boomsprinkhaan, Gewoon spitskopje, Grote groene sabelsprinkhaan, Heidesabelsprinkhaan, Zuidelijk spitskopje en Sikkelsprinkhaan;
- Doornsprinkhanen (Kortspriet): Gewoon doortje;
- Veldsprinkhanen (Kortspriet): Knopsprietje, Negertje, Krasser, Kustsprinkhaan, Snortikker, Bruine sprinkhaan en Ratelaar.

Van de 14 soorten zijn er 4 opgenomen in de Rode lijst (Decler *et al.*, 2000), verdeeld over de categorieën:

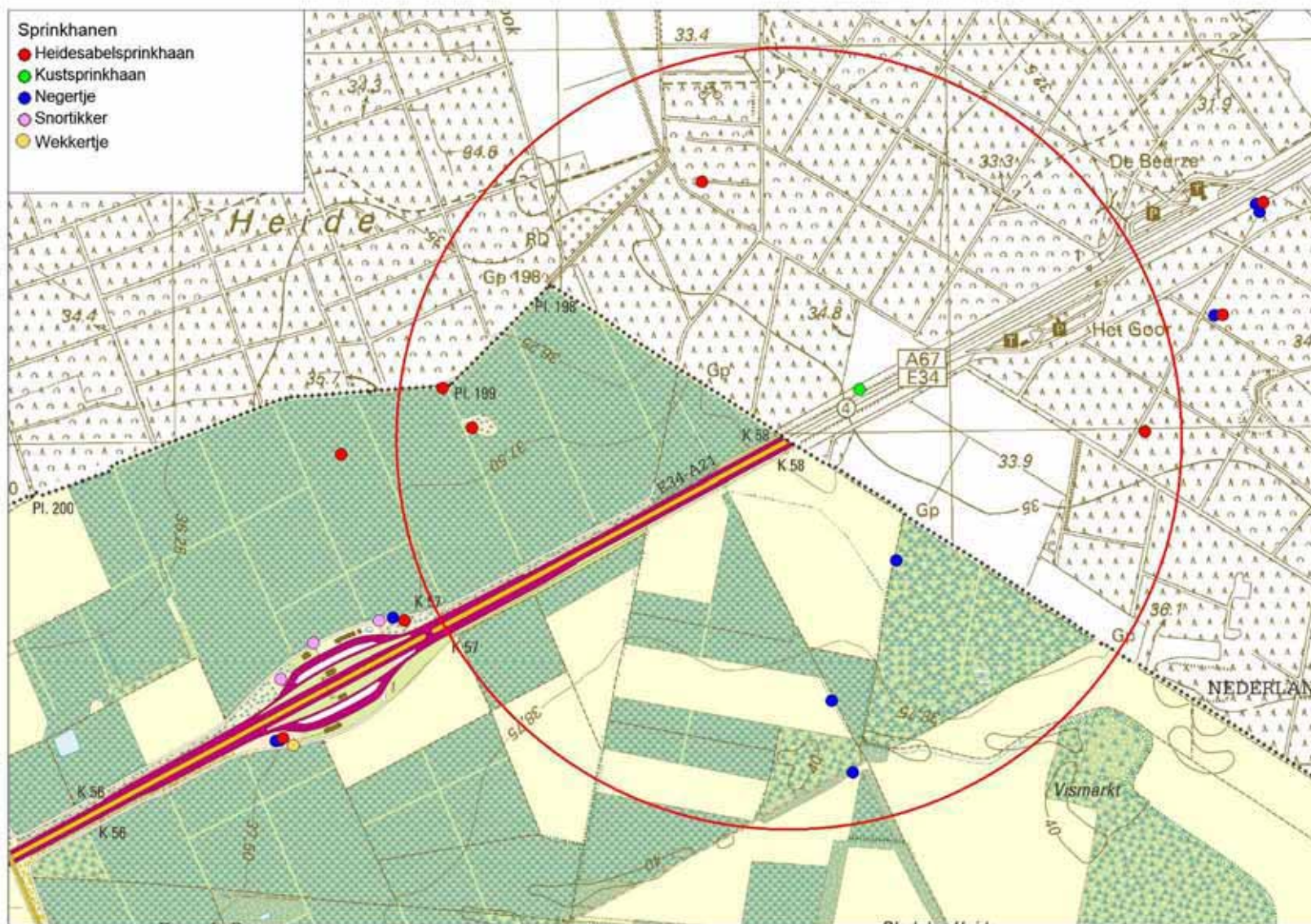
- Kwetsbaar: Snortikker;
- Zeldzaam: Heidesabelsprinkhaan, Negertje en Kustsprinkhaan.

Men kan de bijzondere soorten ook ordenen volgens voorkeursbiotopen:

- Droge en natte heide: Heidesabelsprinkhaan en Negertje;
- Pioniervegetaties in droge heide: Knopsprietje;
- Droge, voedselarme ('schrale') graslanden: Snortikker;
- Vochtige graslanden: Kustsprinkhaan.

De vindplaatsen van de Rode-lijstsoorten worden weergegeven op onderstaande figuur 29.

De meeste soorten zijn macropteer (lang gevleugeld) en van een heel aantal is bekend dat ze goed kunnen vliegen. Daarentegen zijn er 4 soorten brachypteer (kort gevleugeld), Gewoon spitskopje, Heidesabelsprinkhaan, Gewoon doortje en Krasser, maar worden er van die soorten wel uitzonderlijk (Heidesabelsprinkhaan) tot geregeld (overige 3) macroptere dieren waargenomen.



Figuur 29: Situering van de vindplaatsen van bijzondere sprinkhaansoorten in de omgeving van het aan te leggen ecoduct Kempengrens.

Opmeten van de huidige ecologische situatie (T0) in de omgeving van het geplande ecoduct Kempengrens over de E34 in Postel (Mol)

De **Heidesabelsprinkhaan** (*Metrioptera brachyptera*) leeft hoofdzakelijk in heideterreinen. Zowel natte als vrij droge heide komen in aanmerking, maar ook in dichte, monotone grasmatten van Pijpestrootje komt deze soort volop voor.

Het hoofdareaal valt in Vlaanderen samen met de verspreiding van heideterreinen: de Kempen en nog enkele kleinere, verspreid liggende heiderelicten hierbuiten.

De soort is kort gevleugeld en slechts zelden worden langvleugelige dieren genoteerd, waardoor de soort als zeer kwetsbaar voor versnippering van heideareaal te boek staat.

In het studiegebied registreerden we in kader van voorliggende studie 9 vindplaatsen Heidesabelsprinkhaan, 4 in Nederland en 5 in België.

- Een eerste cluster heeft als kerngebied het natte-heideterrein nabij De Goorloop, wat optimaal leefgebied is. De soort is er ook in de aanpalende snelwegberm gezien en ook op een open plekje in naaldbos zaten meerdere exemplaren in een dichte Pijpenstrovegetatie.
- De enige andere vindplaats ten zuiden van de E34 is de zuidwestelijke hoek van de douaneparking.
- Ten noorden van de E34 is de Heidesabel ook gevonden op de douaneparking, namelijk in een vegetatie met dominantie van Pijpestro, aan de rand van een mooi ontwikkelde droge heide in de noordoosthoek.
- Verder noordwaarts zijn 4 vindplaatsen op kleine open plekjes in het uitgestrekte naalddhout, in Struikheide of Pijpenstro.



Figuur 30: vrouwtje Heidesabelsprinkhaan op een kleine open plek, aan rand van vennetje, in Nederland. 9 augustus 2012. Foto Jorg Lambrechts.

Het **Negertje** (*Omocestus rufipes*) verkiest volgens Decleer *et al.* (2000) in België droge en zonnige plaatsen, vaak nabij de bosrand. Dit is echter vooral van toepassing voor Wallonië, want in Vlaanderen komt de soort het meest voor in natte heide, meer bepaald in dopheidevegetaties met veel Pijpestro en zelfs in zeer natte, venige heide (Lambrechts, 2002).

Voor Nederland wordt ook een breder spectrum aan ecotopen (qua vochtigheid) opgegeven. Ze komt er veel voor in vochtige heide en daarnaast vooral in droger terrein als bosranden tot zelfs open dennenbos op stuifzand. De soort komt in Nederland voornamelijk in natuurreservaten voor, maar vertoont recent geen achteruitgang in populaties en wordt daarom beschouwd als 'momenteel niet bedreigd' (Kleukers *et al.*, 1997). Ze is op Vlaams niveau 'zeldzaam', maar plaatselijk vrij algemeen in de Kempen.

We noteerden het Negertje op 7 locaties in het studiegebied, die deels overeenkomen met Heidesabelsprinkhaan.

- Het kerngebied is het natte-heideterrein nabij De Goorloop, wat optimaal leefgebied is. De soort is er ook in de aanpalende snelwegberm gezien.
- Daarnaast zijn er op 3 plaatsen in grazige vegetaties in bosranden Negertjes waargenomen. Een laatste vindplaats ten zuiden van de E34 is de zuidwestelijke hoek van de douaneparking.
- Ten noorden van de E34 zijn enkel 5 zangposten waargenomen in de bosrand aansluitend op het heideterrein in de noordoostelijke hoek van de douaneparking.

De **Snortikker** (*Chorthippus mollis*) komt vooral voor in droge struisgraslanden en op droge heideterreinen. De typische vindplaatsen binnen heide zijn enigszins beschutte, grazige terreinen. Ook veel op grazige wegbermen op zandgrond.

Binnen Vlaanderen is de Snortikker algemeen in de Kempen. Daarbuiten is *C. mollis* lokaal ook te vinden in de schaarse heiderelicten. De soort kende een opvallende toename sinds 1990 in Vlaanderen. De soort is heel lastig te onderscheiden van Ratelaar en Bruine sprinkhaan, maar gemakkelijk aan de zang te herkennen. Dit is een afwisseling van snorrende en tikkende geluiden, vandaar de naam!

De Snortikker is abundant in de struisgrasvegetaties en droge heide van de douaneparking, ten noorden van de E34.

De **Kustsprinkhaan** (*Chorthippus albomarginatus*) komt in België vrij algemeen in de kuststreek voor en verspreid in Noord- en Midden-Limburg, de Fagne-Famenne en Lotharingen. De soort zou anno 2000 nog nooit waargenomen zijn in de provincies Oost-Vlaanderen, Vlaams-brabant en Antwerpen. Op basis daarvan is ze opgenomen als 'zeldzaam' in de Rode lijst (Decleer *et al.*, 2000). Enkele eigen waarnemingen (o.a. in provincies Antwerpen en Limburg) deden vermoeden dat deze soort (sterk) onderbemonsterd is. De zachte (maar typische) zang, die makkelijk verloren gaat tussen de veel talrijkere Krassers, is een mogelijke verklaring waarom ze over het hoofd gezien wordt.

In Nederland is de Kustsprinkhaan zeer algemeen en zijn de populaties stabiel tot toegenomen. Ze wordt dan ook als niet bedreigd beschouwd (Kleukers *et al.*, 1997).

We vonden een populatie Kustsprinkhanen in een brede snelwegberm, net in Nederland.

Het **Knopsprietje** (*Myrmeleotettix maculata*) is géén Rode-lijstsoort maar is wel een stenotope soort. Ze heeft binnen droge heide in Limburg (Lambrechts *et al.*, 2000a) een uitgesproken voorkeur voor schaars begroeide plekken, zoals Buntgrasvegetaties. Dit is in heel België (Decleer *et al.*, 2000) en Nederland (Kleukers *et al.*, 1997) het geval. Het is een goede kolonisator van nieuw ontstane, geschikte ecotopen, wat vooral op kaalslagen opvalt. Samen met Bruine sprinkhaan is ze daar vaak de eerste bewoner onder de sprinkhanen (Decleer *et al.*, 2000).

Het Knopsprietje is zeer abundant op kleine open plekjes in de mooi ontwikkelde droge heide in het noordoostelijk deel van de douaneparking;

De Rode lijst soort **Wekkertje** (*Omocestus viridulus*) zou in 2010 waargenomen zijn in de zuidwestelijke hoek van de douaneparking van de E34 (www.waarnemingen.be). Wij vonden daar enkel Negertje, die een sterk gelijkende zang heeft, maar toch is het voorkomen van Wekkertje goed mogelijk.

In Nederland is het Wekkertje talrijk in het noorden en midden van het land, maar uitgesproken zeldzaam in het zuiden van het land. Dit is merkwaardig gezien ze in het aansluitend deel van België (Limburg) veel voorkomt. Voor het Negertje is de situatie eerder omgekeerd. Vermoedelijk treedt er concurrentie tussen beide soorten op. Op een plaats waar ze samen voorkomen, bewoont Negertje de vochtige terreindelen en Wekkertje de drogere (Kleukers *et al.*, 1997).

3.7.4. Conclusies

Door gericht te zoeken registreerden we 14 sprinkhaansoorten in de directe omgeving van het geplande ecoduct Kempengrens. Hiervan zijn er 4 opgenomen in de Vlaamse Rode lijst, met name Snortikker, Heidesabelsprinkhaan, Negertje en Kustsprinkhaan.

Voedselarme open ecotopen spelen voor deze soorten een belangrijke rol. De natte heide in Nederland, de snelwegbermen en open plekken in het naaldbos evenals brede grazige zones in bosranden herbergen deze soorten.

De Heidesabelsprinkhaan is de belangrijkste doelsoort voor ontsnippering omdat de soort zowel op de Rode lijst staat, habitatspecifiek is en gevoelig is voor versnippering.

3.8. Bodembewonende ongewervelden: loopkevers, spinnen en mieren

3.8.1. Inleiding

Spinnen (Aranea), loopkevers (Carabidae) en zandloopkevers (Cicindelidae) staan bekend als goede indicatoren voor habitatkwaliteit. Het zijn soortenrijke groepen met heel wat vertegenwoordigers die nauw gebonden zijn aan een bepaalde vegetatiestructuur.

Mieren spelen een zeer belangrijke rol in het heide-ecosysteem. Ze zijn, in tegenstelling tot de overgrote meerderheid van de loopkever- en spinnensoorten, gebonden aan oude, stabiele milieus. Ze zijn gevoelig voor beheeringrepen en dat maakt hen tot belangrijke indicatoren. Samen met spinnen en loopkevers maken ze het grootste deel uit van de bodembewonende ongewerveldenfauna. Het onderzoek naar deze 3 diergroepen is essentieel in heide-ecosystemen om tot een goede inschatting te komen van de ecologische waarde én potenties.

Kortgevlugelde loopkevers zijn daarenboven belangrijke doelsoorten voor ontsnippering.

3.8.2. Methodiek

Er is gewerkt met bodemvallen. Dit zijn potten die in de grond ingegraven worden, waarmee bodemactieve kevers, mieren en spinnen gevangen worden. Naar de zandloopkevers is gericht gezocht.

Er zijn 8 locaties gedurende circa 7 maanden onderzocht, 4 aan elke zijde van de snelweg. Op elke locatie zijn 2 bodemvallen geplaatst, dit om voldoende materiaal te bekomen, onder meer voor het genetisch onderzoek.

De vallen zijn zo centraal mogelijk in het ecotoop geplaatst om randinvloeden (soorten die migreren vanuit andere ecotopen) te beperken.

Daarnaast zijn er gedurende een kortere periode (iets minder dan 2 maanden) twee extra reeksen van telkens 10 bodemvallen in de snelwegberm geplaatst, respectievelijk aan de noord- en zuidkant van de E34. Deze hadden als doel bijkomende aantallen te vangen voor genetisch onderzoek.

De 10 locaties waar bodemvallen zijn opgesteld, worden weergegeven op figuur 31.

3.8.2.1. Beschrijving van de onderzochte locaties

De locaties EK1 tot EK4 (en EX-Z) situeren zich ten zuiden van de E34, de locaties EK5 tot EK 8 (en EX-N) ten noorden van de E34.

De locaties EK1, EK7 en EK8 (en EX-N en EX-Z) situeren zich op Belgisch grondgebied, in Postel (gemeente Mol) EK2 tot en met EK6 in Nederland, gemeente Bladel.

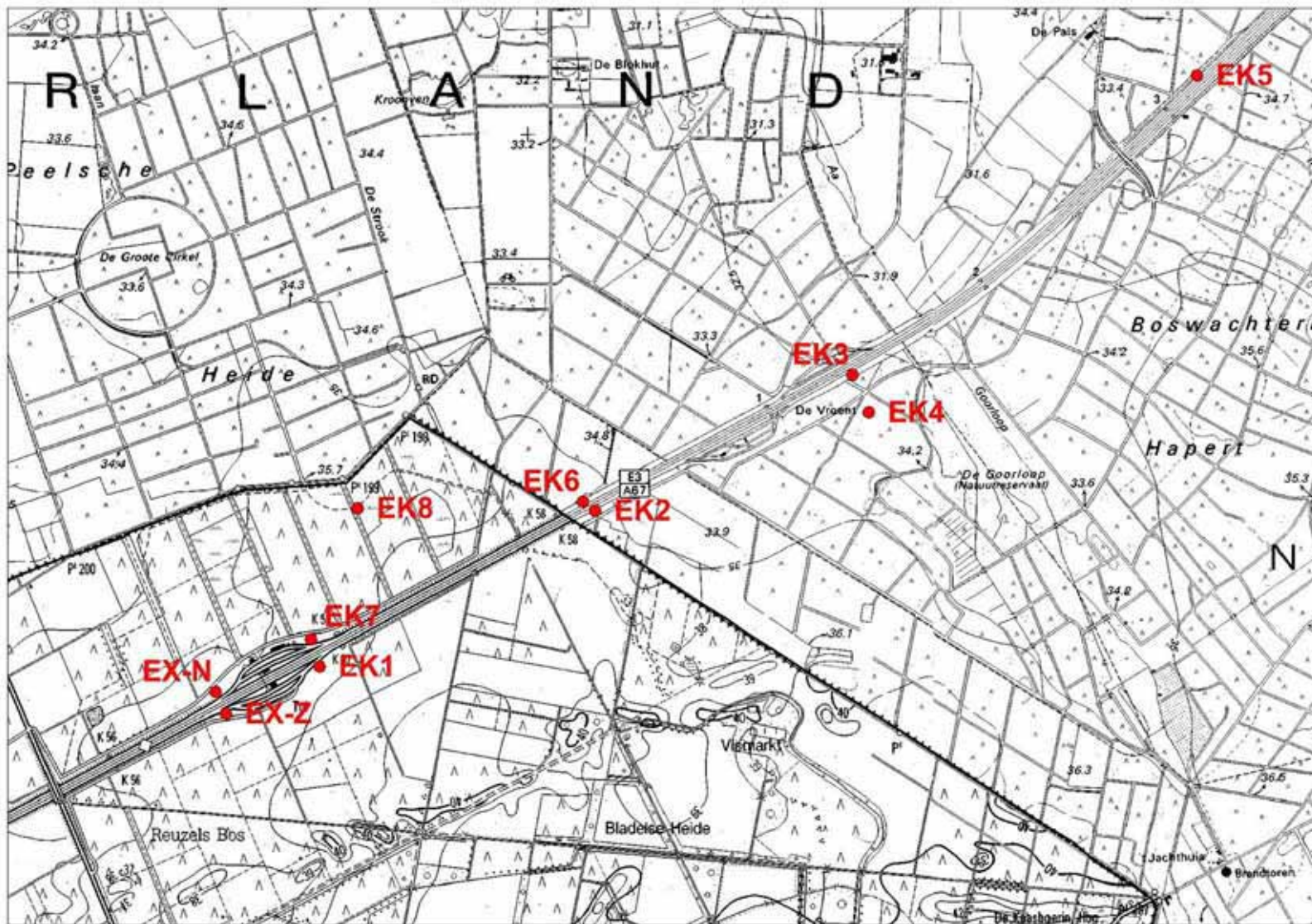
Niet minder dan 6 van de 8 onderzochte locaties, met name EK1, EK2, EK3, EK5, EK6 en EK7 bevinden zich in de bermen van de E34. Ook de 2 extra, kortstondig maar zeer intensief onderzochte locaties (EX-N en EX-Z) bevinden zich in de snelwegberm.

De in kader van voorliggende studie ingezamelde gegevens kunnen dus ook voor evaluatie van het bermbeheer gebruikt worden!

De bodemvallen, telkens 2 per locatie, zijn geplaatst op 17 maart 2012. Ze zijn geledigd op 1 april, 29 april, 17 mei, 1 juni, 15 juni, 2 juli, 16 juli, 29 juli (de extra vallen), 4 augustus, 13 augustus (de extra vallen), 15 augustus, 30 augustus, 11 september, 14 oktober en 24 oktober 2012. Op laatstgenoemde datum zijn de vallen opgehaald.

De bodemvallen situeren zich in de UTM-hokken:

- FS 52 87: EX-N en EX-Z;
- FS 53 87: EK1, EK7 en EK8;
- FS 54 87: EK2 en EK6;
- FS 55 88: EK3 en EK4;
- FS 56 89: EK5.



Figuur 31: situering van de 10 met bodemvallen onderzochte locaties.

Opmeten van de huidige ecologische situatie (T0) in de omgeving van het geplande ecoduct Kempengrens over de E34 in Postel (Mol)

Een indeling van de onderzochte locaties per beheervorm geeft volgend beeld:

- Nulbeheer: de 4 struikheidevegetaties op 4 hoekpunten van douaneparking (EK1, EK7, EX-Z, EX-N) (uitgezonderd kappen van opslag) en een dichte Pijpenstrovegetatie in het achterland (EK8);
- Plaggen: een plagplaats van 2 tot 3 jaar oud in natte heide in het achterland (EK4);
- Maaien: 2 gemaaide snelwegbermen (EK2, EK5);
- Maaien + nulbeheer: 2 snelwegbermen met afwisseling gemaaide en niet-gemaaide zones (EK3, EK6); er staat telkens 1 val in elke situatie.

EK1: parking douane, droge heide

Het betreft een vrij oude Struikheidevegetatie met nauwelijks Pijpenstro. Er wordt niet gemaaid. Het is een vrij dichte Struikheidevegetatie (ca. 90 % bedekking) met mossen. Er is weinig boomopslag.

Beide bodemvallen staan op gelijkaardige plekken, namelijk op open plekjes in deze vegetatie. Daar groeien ook veel Schapengras, korstmossen en Gewone veldbies. De bedekking met Struikheide is op die open plekjes dus lager (ca. 60 %).



Figuur 32: Eén van de bodemvallen van reeks EK1 in een vegetatie van korstmossen en Schapengras omgeven door Struikheide. 17 maart 2012. Foto Jorg Lambrechts.

EK2: zuidgerichte berm vlakbij de landsgrens

Het betreft een 20m brede (+ nog 1,5 m veiligsmazone) berm die jaarlijks volledig gemaaid wordt. De berm is grazig, maar met veel Struikheide.

Val 1 staat op circa 4 m van de pechstrook, op een schraalbegroeid plekje met binnen de 4 m² Schapengras, Vogelpootje, Hertshoornweegbree, Smalle weegbree en buiten dit proefvlak ook Struikheide.

In een proefvlak van 4m² rond val 2, die verder van de snelweg staat, groeit Schapengras, Schapenzuring, Zandblauwtje, Pijpenstro en Struikheide.



Figuur 33: Beeld van locatie EK2. Het 'portiek' staat op de grens België-Nederland. In Nederland zijn de bermen veel breder en mooi ontwikkeld. Deze locatie wordt jaarlijks gemaaid en is erg schraal. Het is een grazige vegetatie maar met pleksgewijs veel Struikheide. 17 maart 2012. Foto Jorg Lambrechts.



Figuur 34: Detail van de schrale vegetatie rond één van de bodemvallen van EK2. 17 maart 2012. Foto Jorg Lambrechts.

EK3: snelwegberm

Deze locatie situeert zich net ten oosten van de snelwegparking 'Het Goor' en ter hoogte van een relict natte heide in het achterland waar ook een reeks bodemvallen staat (EK4).

De berm bestaat uit:

- o Veiligheidsmaaizone;
- o niet gemaaid heide: 13 m breed: Pijpenstro (dominant), Struikheide (frequent), Dopheide (occasioneel, lokaal frequent), Biezenknoppen (frequent);
- o grazige gemaaid zone: 4 m breed; met naast grassen ook Struikheide, Dopheide, Tormantil;
- o sloot met kwelwater, vrij diep en met steile oevers.

Op de overgang van de niet gemaaid heide en de grazige zone, groeien Tandjesgras en Schapengras.

Val 1 staat in de niet gemaaid Pijpenstrootjesheide, op een open plekje op 2 m van de gemaaid grazige zone. Val 2 staat in de gemaaid zone.



Figuur 35: Beeld van locatie EK3, met de sloot met kwelwater, de gemaaid zone (met val 2) en de niet gemaaid zone die gedomineerd wordt door Pijpenstrootje. 17 maart 2012. Foto Jorg Lambrechts.



Figuur 36: Locatie EK3. Detail van val 1 in de 'pijpenstroheide'. 17 maart 2012. Foto Jorg Lambrechts.

EK4: natte-heiderelict in achterland

Dit natte-heiderelict situeert zich net ten oosten van de snelwegparking ('Het Goor'). Het bevindt ter hoogte van een berm waar ook een reeks bodemvallen staat (EK3) en is er enkel van 'gescheiden' door een smalle strook naaldbos.

Het natte-heiderelict is omgeven door naaldbos, maar sluit wel nauw aan bij het natuurgebied Pals Zuid (Goorloop / Hapertse Heide).

De vegetatie wordt sterk gedomineerd door Pijpenstrootje, maar er is nog heel wat Dopheide aanwezig, evenals Gagel.

Tussen oktober 2009 en februari 2010 is er veel boomopslag gekapt en is er een aanzienlijke oppervlakte geplagd (med. Jan Rots, Bosgroep Zuid-Nederland). Op de plagplaatsen kiemen Struikheide, Dopheide, Knolrus, ... Plaatselijk staat er ook veel Pitrus.

Beide bodemvallen zijn op plagplaatsen ingegraven.

Val 1: tussen jonge planten Dopheide, Struikheide en veel Knolrus

Val 2: op de overgang van de (eerder schraal begroeide) plagplaatsen naar de dichte Pijpenstro-vegetatie.



Figuur 37: Zicht op de recente plagplekken in de natte heide vegetatie 'in het achterland'. Hier stond bodemvalreeks EK4 opgesteld. Achter de boszoom met berken en dennen (linksmidden op foto) situeert zich de snelweg (en bodemvalreeks EK3). 17 maart 2012. Foto Jorg Lambrechts.



Figuur 38: EK4. Detail van bodemval 2, op de overgang van de schraal begroeide plagplaats naar de dichte Pijpenstro-vegetatie. 17 maart 2012. Foto Jorg Lambrechts.

EK5: vochtige, schrale, botanisch waardevolle snelwegberm

De berm bestaat uit:

- o Veiligheidsmaaizone;
- o 4 m 'droge heide' (met Struikhei);
- o 3 m grazige 'vochtige heide' zone: met Dopheide en Struikheide. Lijkt vochtiger dan bovenstaande zone en is recenter gemaaid;
- o 1 m oever met veenmossen;
- o Sloot met helder water, ca 1 m breed;
- o Steile droge oever;
- o Brede droge berm die recent gekapt is (was 'bos', nu heideherstel).

Eén val is geplaatst in de vochtige gemaaide zone, tussen Dopheide, Margriet (veel) en Trekrus. De andere val is op de oever geplaatst, tussen veenmossen en Veenpluis, op ca 25 cm van de sloot.



Figuur 39: Zicht op de verschillende zones in de snelwegberm waar bodemvalreeks EK5 opgesteld stond. 17 maart 2012. Foto Jorg Lambrechts.



Figuur 40: EK5. Detailzicht op sloot met één val op de oever en de andere val hoger op (rechts boven op foto, onder voet van Maarten Jacobs). 17 maart 2012. Foto Jorg Lambrechts.

EK6: snelwegberm

Deze locatie situeert zich aan de overzijde van de snelweg tegenover EK2.

De berm bestaat uit:

- o Veiligheidsmaaizone;
- o 12 m 'ruige', niet gemaaide 'heide' (met Struikhei en veel Pijpenstro);
- o 5 m brede grazige zone die kort gemaaid is (met plaatselijk veel Tandjesgras);
- o Een 2 m breed, diep ingesneden motorcrosspad (kaal zand) met steile taluds;
- o (Dicht naaldbos aansluitend in achterland).

Val 1 staat langs het crosspad, op de schouder van het talud, in een korte vegetatie met veel Struikheide, Tandjesgras, Schapengras en Zandblauwtje.

Val 2 staat in de 'ruige zone', maar wel op een kort grazig plekje (konijnenbegrazing) met Schapengras, Schapenzuring, Struikhei en verder er rond veel Pijpenstro.



Figuur 41: zicht op val 1 van reeks EK6, in een schrale vegetatie langs een motocrosspad. 17 maart 2012. Foto Jorg Lambrechts.



Figuur 42: Zicht op val 2 van EK6 en de omliggende vegetatie. 17 maart 2012. Foto Jorg Lambrechts.

EK7: parking douane, droge heide

Deze locatie situeert zich aan de overzijde van de snelweg tegenover EK1 en is gelijkaardig qua vegetatie.

Het betreft een mooie, vrij oude en vrij dichte Struikheidevegetatie (ca. 90 % bedekking) met nauwelijks Pijpenstro. Er wordt niet gemaaid en er is nauwelijks boomopslag (die wordt gekapt: oude en recente stronkjes zichtbaar).

Val 1 is geplaatst op een open plek met veel (forse) korstmossen en een beetje Schapengras.

Val 2 op een open plekje met mossen, een fors ex Pilzegge, enkele ex Pijpenstro en Schapenzuring.



Figuur 43: Zicht op de dichte Struikheidevegetatie waarin bodemvalreeks EK7 opgesteld staat. Deze bevindt zich langs de afrit naar de douaneparking. 9 augustus 2012. Foto Jorg Lambrechts.



Figuur 44: Detail van val 1 van EK7, op een open plekje met veel korstmossen. 17 maart 2012. Foto Jorg Lambrechts.

EK8: open plek met Pijpenstro ten midden van naalddhout

Het betreft een vrij kleine open plek ten midden van naalddhout. Een deel ervan is beplant met eik, een ander deel is nog open met enkele vliegdennen. De kruidlaag wordt sterk gedomineerd door Pijpenstro met plaatselijk een beetje Struikheide.

Er loopt een diepe (op 17/03/2012) droog staande gracht langs de noordrand van deze open plek.

Val 1 staat in de dichte Pijpenstrovegetatie.

Val 2 staat op de overgang van de dichte Pijpenstrovegetatie naar een brede brandgang. De val staat in een lage dichte grazige vegetatie met mossen en wat Struikheide. Er zijn geen plekjes met kale bodem aanwezig.

Via de brandgang is er een verbinding met een klein droge-heiderelict 100m noordwaarts.



Figuur 45: EK8. Open plek gedomineerd door Pijpenstrootje, tenmidden van naaldbos. Val 1 stond in dichte Pijpenstro-vegetatie op achtergrond, val 2 in eerder kortgrazige vegetatie op voorgrond. 17 maart 2012. Foto Jorg Lambrechts.

2 extra, tijdelijk onderzochte locaties

EX-N en EX-Z zijn twee reeksen van telkens 10 bodemvallen in de snelwegberm respectievelijk aan de noord- en zuidkant van de E34. De bodemvallen stonden er opgesteld van 20 juli 2012 tot 11 september 2012. Beide reeksen stonden in heiderelicten in het westelijk deel van de douaneparking.

EX-Z stond dus nabij EK1 en EX-N nabij EK7.

Op die manier zijn dus alle vier heiderelicten, de 4 hoekpunten van de douaneparking, die onderling 'geïsoleerd' van elkaar liggen, onderzocht.

Deze extra bodemvallen hadden als doel bijkomende aantallen te vangen voor genetisch onderzoek. Deze reeksen werden wekelijks gelegegd zodat de gevangen dieren zo kort mogelijk aan formol zijn blootgesteld.



Figuur 46: Dit is locatie EX-N, de extra onderzochte locatie ten noorden van de snelweg. Het is een droge heide langs de oprit ten westen van de douaneparking. 9 augustus 2012. Foto Jorg Lambrechts.



Figuur 47: EX-Z, de extra onderzochte locatie ten zuiden van de snelweg is een droge heide in de zuidwestelijke hoek van de douaneparking,. 29 maart 2012. Foto Jorg Lambrechts.

Opmerkingen:

- 1) Tussen 15 augustus 2012 en 30 augustus 2012 zijn de stations EK2, EK3, EK5 en EK6 tijdelijk verwijderd omdat de snelwegbermen gemaaid werden, er gehooid werd en vervolgens het hooi in balen werd geperst.
- 2) **De locatie EX-Z bleek grotendeels vernietigd toen we daar op 27 december 2012 passeerden. De heidevegetatie was bedolven onder massa's steenpuin.**

3.8.3. Resultaten

3.8.3.1. Loopkevers

Algemene bevindingen

Er zijn in voorliggend onderzoek 2594 loopkevers gevangen met bodemvallen, verdeeld over 67 soorten. Deze worden weergegeven in onderstaande Tabel 18, met vermelding van de status in Vlaanderen volgens de meest recente Rode lijst (Desender *et al.*, 2008) en met vermelding van de vleugelontwikkeling volgens dezelfde auteurs. Er zijn 19 soorten die een status hebben die aangeeft dat ze of zeldzaam zijn of in min of meerdere mate bedreigd.

Een overzicht van alle waargenomen Rode-lijstsoorten, verdeeld over de categorieën, geeft volgend beeld:

- o **Kwetsbaar (K)** (3 soorten): *Amara lucida*, *Bembidion bruxellense* en *Pterostichus lepidus*;
- o **Zeldzaam (Z)** (15 soorten): *Acupalpis brunnipes*, *Amara bifrons*, *Amara equestris*, *Amara tibialis*, *Bradycellus ruficollis*, *Calathus cinctus*, *Harpalus anxius*, *H. attenuatus*, *H. distinguendus*, *H. griseus*, *H. rufipalpis*, *Masoreus wetterhallii*, *Notiophilus germinyi*, *Olisthopus rotundatus* en *Trichocellus placidus*;
- o **Achteruitgaand (A)**: (1 soort): Groene zandloopkever (*Cicindela campestris*).

Van 4 loopkeversoorten zijn in totaal meer dan 100 exemplaren gevangen gedurende het onderzoek. In volgorde van afnemende talrijkheid zijn dit *Amara lunicollis* en *Pterostichus versicolor* (beide 449 ex), *Calathus fuscipes* (373 ex) en *Amara aenea* (192 ex).

Soorten opgenomen in de categorie 'Zeldzaam' (Z) zijn sensu strictu geen 'Rode-lijstsoorten'. Het betreffen echter in dit geval wel habitatspecialisten waarvan bij de meeste niet echt sprake is van een toename. Vandaar dat we de 'zeldzame' soorten hier als doelsoorten voor het natuurbehoud beschouwen en als indicatoren voor evaluatie van de aanwezige ecotopen (en eventueel gevoerde beheer).

Vergelijking van de onderzochte locaties

Het aantal gevangen loopkevers per locatie varieert van 41 exemplaren tot 773. Hoge aantallen gevangen loopkevers op een bepaalde locatie zijn vaak terug te brengen tot één of 2 dominante soorten.

In dit onderzoek is de locatie met het hoogste aantal exemplaren tevens de locatie waar de meeste loopkeversoorten zijn gevonden (28) en het hoogste aantal Rode-lijstsoorten (10). Het betreft de schrale, jaarlijks gemaaide snelwegberm EK2.

In EK2 zijn alle 7 bij dit onderzoek aangetroffen *Amara*-soorten aanwezig en 8 van de 10 *Harpalus*-soorten.

Ook in de berm die precies aan de overkant van de snelweg ligt ten opzichte van EK2 (met name locatie EK6), zijn 28 loopkeversoorten aangetroffen, maar slechts 4 Rode-lijstsoorten. Op deze locatie wordt een belangrijk deel van de vegetatie niet gemaaid.

In de dichte Pijpenstrovegetatie omgeven door naalddhout (EK8) zijn gedurende het volledige onderzoek opmerkelijk weinig loopkeversoorten gevangen (slechts 12), waarvan wel 2 Rode-lijstsoorten.

De twee locaties met het minst aantal Rode-lijstsoorten (slechts 1) zijn 2 snelwegbermen (EK3 en EK5). In geval van EK3 kan de beschaduwde ligging een rol spelen (bomen aan zuidzijde). Voor EK5 verbaast dit ons meer vermits dit een botanisch waardevolle situatie betreft, wat vaak samengaat met een bijzondere loopkeverfauna.

De locatie met het minste aantal loopkevers, de droge heide aan de douaneparking (EK7, slechts 41 ex) herbergde toch nog 18 soorten en het tweede hoogste aantal Rode-lijstsoorten (7).

Samengevat kunnen we stellen dat een brede, schrale, jaarlijks gemaaide snelwegberm evenals de 4 droge-heideterreinen op de 4 hoekpunten van de douaneparking de meest bijzondere locaties zijn voor loopkevers in het studiegebied.

Tabel 18: Loopkevers gevangen in 2012 met 10 reeksen bodemvallen langs de E34 in Postel, in de omgeving van het aan te leggen ecoduct Kempengrens.

Soort / Locatie	Rode Lijst	vleugel-ontwikkeling	EK1	EK2	EK3	EK4	EK5	EK6	EK7	EK8	EX-N	EX-Z	Totaal
<i>Acupalpus brunnipes</i>	Z	macropteer				1							1
<i>Acupalpus dubius</i>		macropteer					2						2
<i>Acupalpus flavicollis</i>		macropteer			1	2	8						11
<i>Acupalpus parvulus</i>		macropteer				2							2
<i>Agonum obscurum</i>		dimorf	2			1	1			1	35	3	43
<i>Agonum sexpunctatum</i>		macropteer				75							75
<i>Amara aenea</i>		macropteer		189				1			1	1	192
<i>Amara bifrons</i>	Z	macropteer		1									1
<i>Amara communis</i>		macropteer	1	1	1		6	2			2		13
<i>Amara equestris</i>	Z	macropteer	1	1				1			6	13	22
<i>Amara lucida</i>	K	macropteer		1									1
<i>Amara lunicollis</i>		macropteer	7	53	103		9	51		42	61	123	449
<i>Amara tibialis</i>	Z	macropteer		13						1			14
<i>Anisodactylus binotatus</i>		macropteer				1		1					2
<i>Badister bullatus</i>		macropteer									1		1
<i>Bembidion bruxellense</i>	K	macropteer				1							1
<i>Bembidion lampros</i>		dimorf	11		17	62	1						91
<i>Bembidion properans</i>		dimorf		1		1							2
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>		macropteer						1	1		3	1	6
<i>Bradycellus harpalinus</i>		dimorf	2		8			3	2	6	13		34
<i>Bradycellus ruficollis</i>	Z	macropteer	2										2
<i>Calathus cinctus</i>	Z	dimorf	1	1									2
<i>Calathus fuscipes</i>		dimorf	4	321			2	29			7	10	373
<i>Calathus melanocephalus</i>		dimorf	10	4	1		1	8	3		42		69
<i>Carabus nemoralis</i>		brachypteer		13				5		3			21
<i>Carabus problematicus</i>		brachypteer	1	4		2	1	26		4		1	39
<i>Cicindela campestris</i>	A	macropteer				5			3				8
<i>Clivina fossor</i>		polymorf			4	3		1			1		9
<i>Cychrus caraboides</i>		brachypteer						1	1				2
<i>Dromius linearis</i>		dimorf						2			1		3
<i>Dyschirius globosus</i>		dimorf			1	4	1			14		1	21
<i>Harpalus affinis</i>		macropteer		1							1	1	3
<i>Harpalus anxius</i>	Z	macropteer		41									41
<i>Harpalus attenuatus</i>	Z	macropteer		2				1	1				4
<i>Harpalus distinguendus</i>	Z	macropteer					1						1
<i>Harpalus griseus</i>	Z	macropteer	1	2								1	4
<i>Harpalus latus</i>		macropteer			7			7		3	13	1	31
<i>Harpalus rubripes</i>		macropteer	1	9									10
<i>Harpalus rufipalpis</i>	Z	macropteer	3	4				2	1		3	14	27
<i>Harpalus rufipes</i>		macropteer	1	9				3				3	16
<i>Harpalus tardus</i>		macropteer	3	8				2	1			1	15

Soort / Locatie	Rode Lijst	vleugel-ontwikkeling	EK1	EK2	EK3	EK4	EK5	EK6	EK7	EK8	EX-N	EX-Z	Totaal
<i>Leistus ferrugineus</i>		macropteer	1								1	1	3
<i>Leistus terminatus</i>		macropteer									1		1
<i>Loricera pilicornis</i>		macropteer	1		5	1	4						11
<i>Masoreus wetterhali</i>	Z	dimorf	15	14					6		3	32	70
<i>Metabletus foveatus</i>		dimorf	25	14					1		3		43
<i>Metabletus truncatellus</i>		dimorf						13			2		15
<i>Nebria brevicollis</i>		macropteer			10	2							12
<i>Nebria salina</i>		macropteer				35							35
<i>Notiophilus aquaticus</i>		dimorf	1	15	23	2	4	5	2				52
<i>Notiophilus biguttatus</i>		dimorf					1						1
<i>Notiophilus germيني</i>	Z	dimorf							6				6
<i>Notiophilus palustris</i>		dimorf			11	1			1				13
<i>Notiophilus substriatus</i>		macropteer					1						1
<i>Olisthopus rotundatus</i>	Z	dimorf			1				1		6		8
<i>Pterostichus cupreus</i>		macropteer	1	1				1	1			2	6
<i>Pterostichus diligens</i>		dimorf			3	21	2	1	1	60			88
<i>Pterostichus lepidus</i>	K	dimorf						17	8				25
<i>Pterostichus minor</i>		dimorf					3						3
<i>Pterostichus niger</i>		macropteer	1	1	30	9		3			2	1	47
<i>Pterostichus rhaeticus</i>		macropteer			1	3	1						5
<i>Pterostichus vernalis</i>		polymorf			2	1		1		1			5
<i>Pterostichus versicolor</i>		macropteer	8	48	250	25	4	9	1	26	2	76	449
<i>Stenolophus teutonius</i>		macropteer					1						1
<i>Stomis pumicatus</i>		dimorf				1							1
<i>Trechus obtusus</i>		dimorf		1	8			3			16		28
<i>Trichocellus placidus</i>	Z	macropteer								1			1
Aantal exemplaren			104	773	487	261	54	200	41	162	226	286	2594
Aantal soorten			24	28	20	24	20	28	18	12	24	19	67
Aantal Rode-lijstsoorten			6	10	1	3	1	4	7	2	4	4	19

Vergelijking met een onderzoek in Dessel

In 2008 onderzochten we een heideterrein in Dessel zeer grondig op fauna (Lambrechts *et al.*, 2009a). Het lijkt ons nuttig kort een vergelijking te maken daar dit terrein in een naburige gemeente ligt.

Het betrof een heiderelict in eigendom van NIRAS waar slechts weinig gericht heidebeheer plaatsvond.

Middels 12 reeksen van bodemvallen die opgesteld stonden gedurende een gelijkaardige periode (half maart – eind oktober) zijn een sterk vergelijkbaar aantal loopkevers en soorten gevangen ten opzichte van voorliggend onderzoek, met name 2458 loopkevers verdeeld over 62 soorten. Ook het aantal Rode-lijstloopkeversoorten verschilde weinig, met name 20. Niet minder dan 14 RL-soorten zijn trouwens gemeenschappelijk voor beide onderzoeken. Ook de 2 talrijkst gevangen soorten waren identiek.

Soortbesprekingen

Eerst bespreken we de ecotoopvoorkeur volgens de literatuur, vervolgens onze eigen bevindingen in het studiegebied.

Kwetsbaar

Amara lucida is voor 1950 in 27 atlashokken in België gevonden, tussen 1950 en 1980 in 11 atlashokken en in de periode 1980 – 2007 in 20 hokken (Desender *et al.* 2008). De auteurs noemen het een soort van 'duinen en stranden' en de meeste recente waarnemingen situeren zich in de kustduinen. Er zou slechts 1 recente waarneming in de Kempen zijn, in de provincie Antwerpen (Vliegveld Malle).

Ook in Nederland is de soort vooral van de kust bekend en voorts van de Veluwe. Turin (2000) noemt het een xerofiele (droogteminnende) soort van open en droge terreinen die beperkt is tot zandgronden met een zeer ijle vegetatie. Van deze macroptere soort zijn vliegwaarnemingen bekend. De soort is afgenomen in Nederland en omliggende landen.

In voorliggend onderzoek is *Amara lucida* slechts éénmaal gevonden, 1 exemplaar in de schrale snelwegberm EK2, dus net in Nederland.

Bembidion bruxellense wordt bestempeld als een macroptere (gevleugelde) oeversoor van stilstaand, oligotroof water. In de periode 1980 – 2007 is de soort in 85 atlashokken verspreid over België gevonden (Desender *et al.*, 2008). Turin (2000) noemt het een tamelijk eurytope soort van instabiele terreintypes, vooral langs oevers van stilstaand en stromend water en op drooggevalen gronden (veel in de polders !), maar ook ver van water verwijderd. Ze is op veel soorten vochtige bodem gevonden met niet te dichte vegetatie. In Nederland algemeen, toegenomen en momenteel niet bedreigd. We vingen de soort in 2008 in het Vinne te Zoutleeuw in lage aantallen in een natte pioniervegetatie.

In voorliggend onderzoek is slechts 1 exemplaar *Bembidion bruxellense* aangetroffen, op de plagplaats in natte heide (EK4).

Pterostichus (Poecilus) lepidus is in België en omliggende landen in aantal achteruitgegaan, net als zijn leefgebied, heide.

Kadertekst: ecologie *P. lepidus*

Het is een kenmerkende soort van open, zonnige zand- of veenbodem met een mozaïekvegetatie (vb. Buntgrasvegetaties). Soms aan te treffen op vochtige tot vrij natte plaatsen zoals rivieroeveren, waardoor men vermoedt dat instraling van de zon een belangrijker factor is dan bodemvochtigheid (Turin, 2000). Dit gegeven is bevestigd in vochtige heide op de Mechelse Heide (Maasmechelen, Limburg): hoge aantallen (125 ex.) op een plagplaats (vochtig tot nat, maar open). De soort mijdt binnen natte heide duidelijk plaatsen die nat én beschaduwd zijn door hoge vegetatie (Lambrechts, 2002). In een grootschalig onderzoek in droge heide in Limburg was het de tweede talrijkste soort, met hoge aantallen in een intensief begraasde heide (dus met zeer korte vegetatie) en enkel ontbrekend in dichte heide met dikke moslaag (Lambrechts *et al.*, 2000b). In de aan de Mechelse heide aanpalende (LBU-)zandgroeve was *P. lepidus* eveneens de tweede talrijkste soort (hoogste aantallen in dwerghavervegetaties). Ook op het mijnterrein van Eisden-Lanklaar (Maasmechelen en Dilsen-Stokkem) is het de tweede talrijkst gevangen soort, met hoge aantallen in een schraal (stenig) grasland op de top van een teruil (Lambrechts *et al.*, 2004).

De soort staat bekend als dimorf, maar Desender (1986) vond slechts 16 gevleugelde exemplaren *P. lepidus* op 1365 onderzochte exemplaren. De vleugels van de macroptere vorm zouden daarenboven niet optimaal ontwikkeld zijn en er zijn geen vliegwaarnemingen bekend. **Uitgebreid onderzoek in Nederland toonde aan dat de rijbanen van een snelweg een absolute barrière waren voor deze soort (Vermeulen cit. in Turin, 2000). Het is dus een erg versnipperingsgevoelige soort.**

In voorliggend onderzoek is *P. lepidus* in 2 bermen vastgesteld: in de brede snelwegberm EK6 (17 ex) en in de mooi ontwikkelde droge heide (EK7; 8 ex).

Deze 2 locaties situeren zich op enkele honderden meters van elkaar en zijn 'verbonden' via de tussen liggende smalle snelwegberm. Op de BWK staat deze berm nog als droge heide (cg) ingetekend, maar inmiddels is deze zwaar verbost waardoor de 'verbinding' voor deze kritische heidesoort niet meer werkzaam is.

Heel opmerkelijk: beide bermen hebben een tegenhanger, precies aan de overzijde van de snelweg:

- o EK1 is een zeer aan EK7 vergelijkbare struikheidevegetatie en door zijn hoger aandeel open plekken eigenlijk geschikter voor *P. lepidus*.
- o EK2 is vergelijkbaar qua breedte met EK6, maar wordt jaarlijks gemaaid en heeft daardoor een veel schraler karakter en een ijlere vegetatie. Ook dit is volgens de literatuur en onze eigen ervaring een veel interessantere situatie voor *P. lepidus*;

We vragen ons dan ook af waarom de soort op deze 2 locaties ontbreekt. Waren deze bermen in het verleden niet geschikt?

In elk geval zien we geen enkele reden waarom deze soorten zouden ontbreken als de locaties bereikbaar zouden zijn vanuit de wel bewoonde bermen ten noorden van de snelweg.



Figuur 48: *Pterostichus lepidus* is een kenmerkende heidesoort die gevoelig is voor versnippering van leefgebieden. In voorliggende studie zijn er sterke indicaties dat de snelweg kolonisatie van geschikte bermen vanuit bestaande populaties verhindert. Foto Maarten Jacobs.

Zeldzaam

Acupalpus brunnipes is in de tweede helft van de 20ste eeuw sterk achteruitgegaan in Vlaanderen (35 UTM-hokken voor 1950, 17 tussen 1950 en 1995) en was toen als 'kwetsbaar' opgenomen in de Rode lijst. De soort heeft een goed vliegvermogen en is actief van april tot augustus met een piek in juni en juli (Desender *et al.*, 1995). Recent zijn er echter heel wat nieuwe vindplaatsen ontdekt en de soort staat *sensu strictu* niet meer op de Rode lijst.

Acupalpus brunnipes is volgens Desender *et al.* (2008) een soort van natte heide.

Wij kennen de soort onder andere van natte heide (Houterenberg in Tessenderlo) en natte graslanden met veel kale bodem (VNR Vallei van de Drie Beken, VNR Zwinduinen en –polders). Recent vonden we de soort in het Vinne in Zoutleeuw in hoge aantallen. Het was daar de vierde talrijkst gevangen loopkeversoort (Lambrechts *et al.*, 2009b). Nochtans was de soort daar quasi beperkt tot 2 (van de 9 onderzochte) locaties, waaruit zeer nadrukkelijk de voorkeur voor open vegetaties met plekken kale bodem bleek. De habitatvoorkeur is ons inziens best te omschrijven als 'pioniersituaties in natte voedselarme terreinen'.

In voorliggend onderzoek is slechts 1 exemplaar *Acupalpus brunnipes* aangetroffen, op de plagplaats in natte heide (EK4). Dit is de meest zo niet enige geschikte locatie volgens de hierboven beschreven literatuur (eventueel op EK5 na).

Amara bifrons is in België en Nederland zeer verspreid maar toont ook grote gaten in het verspreidingsgebied, zonder duidelijk patroon. Het aantal vindplaatsen is min of meer stabiel gebleven. Het is een thermofiele soort met sterke binding aan zandgronden met een ijle mozaïekvegetatie, zoals weinig bemeste droge graslanden en akkers, ruderaire terreinen en droge heide. Het is een goede vlieger die vaak op licht afkomt. Vooral de jonge dieren, kort na het uitkomen, hebben een dispersiefase. Later treedt er bij een aanzienlijk deel van de dieren vliegspierautolyse op, hoewel ze goed ontwikkelde vleugels hebben (Turin, 2000).

In voorliggende studie is slechts één exemplaar *A. bifrons* gevonden, in de snelwegberm EK2.

Amara equestris is een zeldzame soort in België en heeft zijn zwaartepunt in de Kempen, waar de soort droge, schrale graslanden bewoont (Desender *et al.*, 2008). In Nederland komen de meeste vangsten uit droge heide en voor Noordwest-Europa wordt de habitat als volgt samengevat door Turin (2000): open (niet beschaduwde) terreinen met droge, meest zandige bodem en een open, grazige mozaïekvegetatie.

We vingen in voorliggend onderzoek in totaal 22 exemplaren op 5 locaties. De hoogste aantallen zijn gevonden in de extra onderzochte locaties (EX-N en EX-Z resp 6 en 13 ex) mogelijk ten gevolge van de hogere vangstinspanning aldaar. Dit betreft 2 heidegebiedjes aan de douaneparking. Daarnaast is een exemplaar gevonden in het derde 'heidehoekpunt' van deze parking (EK1) maar ontbrak de soort in de bodemvallen in het vierde heidehoekpunt (EK7).

Tenslotte is nog telkens 1 dier aangetroffen in de brede tegenover elkaar liggende snelwegbermen EK2 en EK6.

Amara tibialis is een xerofiele (droogteminnende) soort van zeer open, droge, zonnige bodem met een vrijwel altijd korte, maar soms vrij dichte vegetatie van grassen of Struikheide (Turin, 2000). Ze is macropter en zou zich vrij goed kunnen verbreiden.

We vonden de soort in redelijke aantallen (13 ex) in de brede, schrale, jaarlijks gemaaide snelwegberm EK2. Daarbuiten is slechts één dier gevonden, in EK8, wat we gezien de habitatvoorkeur als een zwerver beschouwen.

Bradycellus ruficollis leeft bijna uitsluitend in heidegebieden (vooral droge struikheidevegetaties) met een voorkeur voor een goed ontwikkelde humuslaag. Open (naald)bosaanplanten op zand scoren ook goed (Turin, 2000).

Ondanks het feit dat adulten het hele jaar door gevonden kunnen worden, is de soort uitgesproken winteractief. We hebben dan ook geen goed beeld van het reële voorkomen van deze soort in het studiegebied. Enkel in de struikheidevegetatie van EK1 zijn 2 ex gevangen.

Calathus cinctus wordt nog maar vrij recent van *Calathus melanocephalus* onderscheiden. *C. cinctus* heeft een meer zuidelijke verspreiding. Ze zou ook meer aangepast zijn aan tijdelijke biotopen en wordt in Nederland vooral in weinig bemeste, zandige cultuurterreinen met spaarzame vegetatie gevonden, evenals in duinen en droge, schrale graslanden (Turin, 2000). Desender *et al.* (1995) noemen het een droogteminnende soort die voornamelijk leeft op droge, schrale graslanden met korstmossen. Op de Mechelse heide (Maasmechelen) is ze enkel op een grote droog-zandige plagplaats gevonden en niet tussen Struikheide, waaruit men de zeer duidelijke voorkeur voor open, vegetatie-arme locaties binnen droge heide kan afleiden (Lambrechts *et al.*, 2000b).

In voorliggend onderzoek is telkens 1 ex gevonden in EK1 en EK2.

Harpalus anxius is gebonden aan open, zandige, droge terreinen met spaarzame vegetatie. Het aantal vindplaatsen in Nederland en omliggende gebieden is matig tot sterk gedaald. Ze komt vaak samen met *Harpalus neglectus* en *Harpalus smaragdinus* voor, die nog sterker bedreigd zijn (Turin, 2000).

In voorliggend onderzoek is een mooie populatie *H. anxius* (41 ex) genoteerd in de brede, schrale, jaarlijks gemaaide snelwegberm EK2. Op alle 9 overige bemonsterde locaties ontbrak de soort.

Harpalus attenuatus was in Nederland in elk geval tot eind jaren 90 nog erg zeldzaam zodat geen goed beeld bekomen is van de habitatvoorkeur. Ze komt er enkel op ruderaire terreinen voor, vooral in de kustduinen en zeldzamer in het binnenland (Turin, 2000). In Midden-Europa leeft ze op xerotherme, schaars begroeide plaatsen.

Wij vangen deze soort geregeld in lage aantallen in diverse types droge schrale ecotopen: bijvoorbeeld in 7 van de 33 onderzochte snelwegbermen van de E314 in Midden-Limburg, waarvan 6

grazige bermen (Lambrechts *et al.*, 2000a) en in 3 van de 10 onderzochte brede bermen van het Albertkanaal in Zuidoost-Limburg (Indeherberg *et al.*, 2003).

Recent zijn door ons in een heidegebied in Dessel (Antwerpse Kempen) hoge aantallen *Harpalus attenuatus* vastgesteld in botanisch zeer soortenrijke, jaarlijks gemaaide heischrale wegbermen (Lambrechts *et al.*, 2009a).

De recent verschenen loopkeveratlas (Desender *et al.* 2008) bevestigt dat de soort toeneemt: voor heel België waren er vindplaatsen in 9 atlashokken voor 1950, eveneens in 9 hokken tussen 1950 en 1980 en reeds in 59 hokken tussen 1980 en 2007, merendeels in Vlaanderen.

In voorliggend onderzoek zijn de aantallen laag, 2 ex in de brede, schrale, jaarlijks gemaaide snelwegberm (EK2) en telkens 1 ex in de snelwegbermlocaties EK6 en EK7.

Harpalus griseus is een soort van droge schrale graslanden die tot voor kort als 'bedreigd' beschouwd werd wegens een zeer sterke achteruitgang (24 UTM-hokken voor 1950, slechts 5 tussen 1950 en 1995). De soort heeft een goed vliegvermogen (Desender *et al.*, 1995).

Kadertekst: recente bevindingen omtrent *Harpalus griseus* in Nederland (naar Noordijk *et al.*, 2007)

De loopkever *Harpalus griseus* staat bekend als zeldzaam in Nederland. Recentelijk zijn er echter relatief veel waarnemingen gedaan met behulp van bodemvallen, maar ook met zogenaamde raamvallen en op licht. Naast waarnemingen van heide- en stuifzandgebieden op de Veluwe, is de soort ook opvallend vaak waargenomen in enkele agrarische en ruderaal gebieden rond Wageningen. Door de vele waarnemingen in ruderaal biotopen, vermoeden de auteurs dat *H. griseus* veel algemener in Nederland is dan tot nu toe gepubliceerd. De precieze trend valt moeilijk te bepalen omdat vroeger andere vangstmethodes gebruikt werden.

Harpalus griseus is in elk geval een goede vlieger. Ook nog niet uitgeharde exemplaren zijn vliegend aangetroffen. Individuen van deze loopkever vliegen vaak tegelijkertijd, vooral of uitsluitend tijdens warme avonden en nachten.

Recent zijn ook in Vlaanderen vrij veel nieuwe waarnemingen bekend, vooral van vliegende dieren die 's nachts gevangen zijn bij lampen tijdens onderzoek naar nachtvlinders (ongepubl. geg. Maarten Jacobs). De soort is bij herziening van de Rode lijst anno 2008 dan ook in de categorie 'zeldzaam' opgenomen (Desender *et al.*, 2008).

In voorliggend onderzoek zijn 2 dieren gevangen in de brede, schrale, jaarlijks gemaaide snelwegberm (EK2) en telkens 1 ex in twee van de vier onderzochte droge-heidevegetaties aan de douaneparking (EK1 en EX-Z).

Harpalus rufipalpis is in Vlaanderen in de periode 1950-1995 in minder 5x5 km-hokken (17) aangetroffen dan voor 1950 (21) (Desender *et al.*, 1995). In een droge-heidestudie in Limburg in 1999 was het -uitgezonderd *Pterostichus lepidus*- nochtans de talrijkst aangetroffen Rode-lijstsoort. De soort is daar bijna op alle onderzochte locaties gevonden, maar met een duidelijke voorkeur voor zeer open plaatsen (Buntgrasvegetatie; intensief begraasde, korte vegetatie) of hogere vegetaties met heel wat open plekken (Lambrechts *et al.*, 2000b). In een aantal wegbermen van de E314 zijn in datzelfde jaar nog meer dieren van deze soort gevangen, met hoge aantallen in 5 droge, schrale graslanden en lage aantallen (1-5 ex.) in vele andere bermen tussen Zonhoven en Maasmechelen (Lambrechts *et al.*, 2000a). Tenslotte is het nog vermeldenswaard dat in één der grootste heiderelicten van West-Vlaanderen, in Vloethemveld, de soort talrijk aanwezig bleek in 2012 (Zwaenepoel *et al.* 2013).

Bij voorliggend onderzoek is *Harpalus rufipalpis* in lage aantallen aangetroffen op 6 van de 10 onderzochte locaties, met name in de 4 'hoekpunten' van de douaneparking waar telkens mooi ontwikkelde struikheidevegetaties aanwezig zijn evenals in de 2 brede tegenover elkaar liggende snelwegbermen EK2 en EK6, nét in Nederland.

Masoreus wetterhali is zeldzaam in Vlaanderen, met een beperkt aantal vindplaatsen in de Kempen, zandig Vlaanderen en de Kustduinen (Desender *et al.*, 2008).

De soort is ook in Nederland zeldzaam en wordt gevonden aan de kust en op de hogere zandgronden. Daar leeft de soort in zeer spaarzame vegetatie zoals Buntgrasvegetaties en droge heide. Cultuurland wordt bijna volledig gemeden (in tegenstelling tot vb. *A. bifrons*).

Het is een dimorfe soort maar de macroptere vorm is zeldzaam (vb. 1 op 57 ex in Denemarken, 1 op 30 ex in België is macropteer). Bij deze soort werden echter geen vliegspieren vastgesteld en er zijn geen vliegwaarnemingen bekend (Turin, 2000). **Het is dus een versnipperingsgevoelige soort.**

Bij voorliggende studie vingen we in totaal 70 exemplaren *Masoreus wetterhali*, waarmee het de achtste talrijkst gevangen soort in de studie is. De 5 vindplaatsen betreffen de 4 'hoekpunten' van de

douaneparking waar telkens mooi ontwikkelde struikheidevegetaties aanwezig zijn evenals in de brede, schrale, jaarlijks gemaaide snelwegberm EK2 (nét in Nederland).



Figuur 49: Bij voorliggende studie zijn meerdere nieuwe populaties *Masoreus wetterhali* ontdekt. Deze soort van schraal begroeide, zandige terreinen is zeldzaam in Nederland en België en waarschijnlijk erg gevoelig voor versnippering. Net zoals voor meerdere andere bijzondere loopkeversoorten hebben de mooi ontwikkelde struikheidevegetaties in de 4 'hoekpunten' van de douaneparking een grote betekenis evenals een brede, schrale, jaarlijks gemaaide snelwegberm. Foto Maarten Jacobs.

Notiophilus germinyi is een echte heidesoort (Desender *et al.*, 1995) maar lijkt erg open (pionier)vegetaties (in droge heidegebieden) te verkiezen boven 'goed ontwikkelde' (i.e. hoge, dichte) struikheidevegetaties. Altijd zorgen voor pionierstadia in de droge heide is het beheeradvies voor deze soort (en zoveel andere).

Uit de uitgebreide ecologische beschrijving van Turin (2000) blijkt hetzelfde: een soort van open droge zandgrond.

Het is een dimorfe soort, maar er worden veel meer brachyptere (kortvleugelige) dan macroptere (gevleugelde) dieren waargenomen (vb. 1 op 73 ex in Denemarken, 3 op 97 ex in België bleken macropteer). Tot op heden zijn er geen vliegwaarnemingen bekend. **Dit wijst er op dat het een versnipperingsgevoelige soort is.**

In voorliggend onderzoek is *Notiophilus germinyi* enkel in het meest noordoostelijke 'hoekpunt' van de douaneparking waargenomen, in een mooi ontwikkelde struikheidevegetatie (EK7; 6 ex.).

Op basis van de habitatvoorkeur hadden we de soort ook (vooral) in EK2 verwacht (en in de andere struikheidevegetaties van de douaneparking en EK6).

Olisthopus rotundatus prefereert volgens Desender *et al.* (1995) een droge kiezel- of zandbodem met een schaarse vegetatie (van Struikhei, grassen en korstmossen).

Bij deze dimorfe soort zijn in België slechts lage percentages gevleugelde dieren gevonden: 7 macroptere dieren versus 136 brachyptere (Desender 1986). In Denemarken, veel dichterbij de areaalgrens, lag dit percentage veel hoger, nl ca 40%. Ook bij de macroptere vorm blijken de vleugels gereduceerd en er zijn geen vliegspieren vastgesteld bij de Belgische dieren. Er zijn geen vliegwaarnemingen bekend (Turin 2000). **Dit wijst er op dat het een versnipperingsgevoelige soort is.**

We vonden de hoogste aantallen *Olisthopus rotundatus* in voorliggend onderzoek in het meest noordwestelijke 'hoekpunt' van de douaneparking, in een struikheidevegetatie (EX-N; 6 ex.) en voorts

telkens 1 exemplaar in de struikheidevegetatie EK7 in de noordoostelijke hoek van diezelfde parking en in de snelwegberm EK3. De soort is dus zowel ten noorden als ten zuiden van de E34 gevonden. Op basis van de habitatvoorkeur hadden we de soort ook (vooral) in EK2 verwacht (en eventueel in de andere struikheidevegetaties van de douaneparking en EK6).

Trichocellus placidus is een soort van vochtige graslanden. We vonden in voorliggende studie enkel 1 exemplaar in een dichte Pijpenstrovegetatie (EK8).

Ook bij een grondig onderzoek in een heideterrein in Dessel vonden we de soort enkel in een dichte Pijpenstrovegetatie. Dit illustreert dat als heide sterk vergrast met Pijpenstro, het meer geschikt wordt voor vochtminnende soorten, maar dus niet veel minder voor de xerothermofiele (droogte- en warmteminnende) soorten die net heel kenmerkend zijn voor heide.

Achteruitgaand

De **Groene zandloopkever** (*Cicindela campestris*) is binnen droge heide het talrijkst in lage heidevegetaties, maar kan ook gezien worden op kleine open plaatsen te midden van een hoge, dichte struikheidevegetatie (Lambrechts *et al.*, 2000a). Het is een soort die zich snel kan verspreiden en zich goed kan handhaven in dynamische milieus. Daar kunnen hoge dichtheden gehaald worden. Het is ook in Nederland de meest eurytope zandloopkeversoort die in hoogveen, natte en droge heide en op paden in lichte bossen voorkomt (Turin, 2000). Het belang van open plekken voor deze zeer mooie kever is duidelijk.

In voorliggend onderzoek zijn op 2 plaatsen Groene zandloopkevers gevangen met bodemvallen: op de plagplaats in natte heide (EK4; 5 ex) en (op de kleine open plekjes) in de struikheidevegetatie EK7 (3 ex.).

Momenteel niet bedreigd

We bespreken nog enkele soorten die de status 'momenteel niet bedreigd' hebben in Vlaanderen, maar wel belangrijk zijn, door de specifieke habitatvoorkeur of door het feit dat het brachyptere soorten zijn.

De **Zespuntloopkever** (*Agonum sexpunctatum*) wordt getypeerd als eurytoop en heliofiel (zonminnend). Open, vochtige, zongeëxponeerde plekjes genieten de voorkeur, bijvoorbeeld langs kleine plasjes in heiden en in mindere mate ook in grasland, op zandige bodem. Vegetaties met veenmos en een mozaïek van grassen of zegges op veenbodem worden ook bewoond. Oevers daarentegen zouden gemeden worden. Het zou een bruikbare indicator zijn van voedselarme, vochtige terreinen (Turin, 2000). Macroptere soort. Deze dagactieve soort kan in de Kempen op geschikte plaatsen nog frequent gevonden worden, soms zeer talrijk. Er is vrijwel altijd water in de buurt, liefst stilstaand en ondiep. In natte heide is de voorkeur voor open plaatsen bevestigd. Van de 8 vindplaatsen waren er 7 op plagplaatsen, ook op plagplaatsen in venige heide waar voorts weinig loopkevers voorkomen (Lambrechts, 2002).

Agonum sexpunctatum is in voorliggende studie enkel gevonden op de plagplaats in natte heide (EK4), alwaar flinke aantallen (75 ex) zijn aangetroffen.

De **Tuinschallebijter** (*Carabus nemoralis*) is in het studiegebied op 3 plaatsen gevonden met in totaal 21 exemplaren. De grootste aantallen zijn gevangen in de brede, schrale, jaarlijks gemaaide snelwegberm (EK2; 13 ex) gevolgd door de brede snelwegberm aan de andere zijde van de E34 (EK6, 5 ex.). Tenslotte wordt ook de dichte Pijpenstrovegetatie EK8 (3 ex) bewoond door deze grote loopkever.

De **Gekorrelde schallebijter** (*Carabus problematicus*) is een vrij eurytope soort die in Nederland in een groot aantal bostypes voorkomt en op heide. Uit onderzoek bleek dat de 'heidepopulaties' 'gevoed' zouden worden vanuit de bossen. Desalniettemin kon deze goede loper in grote heidegebieden tot op 3 km van bos worden aangetroffen! Naarmate men in NW-Europa verder naar het noorden gaat, komt de soort steeds meer in heiden voor en minder in bossen (open naaldbos) (Turin, 2000).

De Gekorrelde schallebijter is in voorliggend onderzoek op 7 van de 10 onderzochte locaties gevonden, zowel ten noorden als ten zuiden van de snelweg E34. De brede snelwegberm EK6 was met voorsprong de locatie die het meeste dieren opleverde (26 ex). Op de overige locaties zijn slechts 1 – 4 ex gevangen.

De **Slakkenloopkever** (*Cychrus caraboides*) heeft een lichaamsvorm die aangepast is aan het eten van huisjesslakken. Het is een goede indicator van stabiele milieus met een goed ontwikkelde slakkenrijke bodemfauna. De soort kan niet vliegen maar is wel een goede loper en klimmer. Ze zou in de Benelux eerder een toename dan een afname vertonen (Turin, 2000). We vonden in voorliggend onderzoek telkens 1 dier in 2 nabij elkaar gelegen snelwegbermen, met name in EK6 en EK7.



Figuur 50: De Slakkenloopkever (*Cychrus caraboides*) is één van de drie strikt brachyptere (kort gevleugelde) loopkevers die bij voorliggend onderzoek zijn aangetroffen. De soort is in 2 nabij elkaar gelegen snelwegbermen van de E34 met telkens 1 exemplaar aangetroffen. Foto Maarten Jacobs.

Nebria salina vertoont in droge heide een uitgesproken voorkeur voor open, schaars begroeid terrein, met bijvoorbeeld zeer hoge aantallen op een grote plagplaats in de Mechelse heide (Lambrechts *et al.*, 2000b).

Ook in voorliggend onderzoek vertoont de soort een zeer uitgesproken voorkeur voor één bepaalde locatie, met name de plagplaats in natte heide (EK4, 35 ex).

Conform de habitatvoorkeur betreft dit een zeer schraal begroeide locatie. We hadden de soort echter (ook, of vooral) in de schraal begroeide doch droge locatie EK2 verwacht.

Pterostichus rhaeticus wordt nog maar vrij recent van *P. nigrita* onderscheiden. De soort is in Nederland vrij algemeen in oligotrofe terreinen. Terwijl *P. nigrita* eerder voorkomt in meer eutrofe situaties en op zwaardere bodemtypes, is *P. rhaeticus* eerder een veensoort (Turin, 2000). In Limburgse natte-heidegebieden troffen we beide soorten aan, geregeld ook samen. *P. nigrita* is er dubbel zo talrijk gevangen maar zonder duidelijke voorkeur. De meeste *P. rhaeticus* komen uit venige heide en een plagplaats in gageheide (Lambrechts, 2002).

We vonden de soort meest op de plagplaats in natte heide (EK4, 3 ex) en voorts telkens 1 ex in de (vochtige) snelwegbermen EK3 en EK5.

Vleugelontwikkeling

De verdeling van de door ons gevangen loopkeversoorten naar mate van vleugelontwikkeling (volgens Desender, 1986) geeft volgend beeld:

- brachypteer (kort gevleugeld): 3 soorten: *Carabus nemoralis*, *Carabus problematicus* en *Cychrus caraboides*;
- macropteer (gevleugeld): 40 soorten;
- dimorf: 22 soorten;
- polymorf: 2 soorten.

Het zijn in eerste instantie de 3 brachyptere soorten die belangrijk zijn als doelsoorten voor ecologische ontsnippering. Dit zijn evenwel in Vlaanderen algemene soorten.

Van sommige dimorfe soorten zijn alle of een groot aandeel van de door Desender onderzochte exemplaren brachypteer en blijken bovendien functionele vliegspieren (steeds of meestal) te ontbreken. Er zijn nog geen vliegwaarnemingen bekend. Dit is vastgesteld voor *Pterostichus lepidus*, *Notiophilus germinyi*, *Masoreus wetterhali* en *Olisthopus rotundatus*. Dit zijn daarenboven zeldzame soorten die erg kenmerkend zijn voor droge heide en droge schrale graslanden.

De genoemde soorten worden hierboven uitgebreid besproken.

Niet aangetroffen soorten

Het is niet onze doelstelling hier uitgebreid in te gaan op de soorten die we nog 'hadden kunnen vinden'. We hadden gehoopt om *Carabus nitens*, een prachtig loopkever, kensoort van natte heide en als brachyptere soort erg versnipperingsgevoelig, aan te treffen in de natte heide (EK4). De afwezigheid van de soort in dit nochtans fraaie heiderelict –mèt aanwezigheid van topsoorten als Heideblauwtje en Gladde slang- kan te maken hebben met relatief recent herstel vanuit een verboste en vergraste situatie, die gemeden wordt door *C. nitens*.

Conclusies

Het onderzoek naar loopkevers leverde 67 soorten op, waarvan volgens de meest recente Vlaamse Rode lijst 3 'kwetsbare' soorten, 15 'zeldzame' soorten en 1 'achteruitgaande' soort.

Van deze 19 'meest bijzondere' soorten zijn er 3 kenmerkend voor natte pioniersituaties of natte graslanden en alle overige voor droge heide of droge schraalgraslanden.

De meeste van de gevonden Rode-lijstsoorten zouden over goede tot zeer goede verbreidingscapaciteiten beschikken (macropteer), uitgezonderd een viertal soorten. Best gedocumenteerd is de volgens de Rode lijst 'kwetsbare' *Pterostichus lepidus* die een zeer versnipperingsgevoelige soort is. We vonden op basis van de vindplaatsen indicaties dat de E34 momenteel reeds versnipperend werkt voor deze soort.

Daarnaast zijn ook *Notiophilus germinyi*, *Masoreus wetterhali* en *Olisthopus rotundatus* waarschijnlijk gevoelig voor versnippering. Onder de in Vlaanderen 'momenteel niet bedreigde' soorten zijn er daarenboven 3 strikt brachyptere loopkevers aangetroffen in het onderzoek. Deze 7 soorten zijn diegene waarvoor het ecoduct Kempengrens na aanleg meteen een rol kan spelen naar ontsnippering.

Een brede, schrale, jaarlijks gemaaide snelwegberm bleek het meest bijzonder voor loopkevers, evenals de 4 droge-heideterreinen op de 4 hoekpunten van de douaneparking.

3.8.3.2. Spinnen

Algemene bevindingen

We vingen met bodemvallen 3153 spinnen verdeeld over 119 soorten. Deze worden weergegeven in Tabel 21 op de pagina's 104 tot 109, met vermelding van:

- de status in Vlaanderen volgens de Rode lijst (Maelfait *et al.*, 1998);
- habitatvoorkeur (volgens Maelfait *et al.*, 1998).

Enkele sleepvangsten en veldwaarnemingen van opvallende, grote, in het veld herkenbare soorten leverden nog 5 extra soorten op: de Tijgerspin (*Argiope bruennichi*), de Heidewielwebspin (*Neoscona adianta*), de Platte wielwebspin (*Nuctenea umbratica*), de Broeikasspin (*Achaearanea tepidariorum*) en de Gewone sprietspin (*Tibellus oblongus*).

In totaal zijn er dus 124 spinnensoorten door ons gevangen in het studiegebied, waarvan er niet minder dan 31 op de Rode lijst zijn opgenomen, meer bepaald in de categorieën:

- Met uitsterven bedreigd (MUB): 3 soorten: Veenpiraat (*Pirata tenuitarsis*), Heidepiraat (*Pirata uliginosus*) en het Gehoord schaduwdubbelkopje (*Walckenaeria alticeps*);
- Bedreigd (B): 10 soorten;
- Kwetsbaar (K): 18 soorten.

Daarnaast zijn er nog 3 soorten opgenomen in de categorie 'Zeldzaam' (Z), wat sensu strictu geen 'Rode-lijstsoorten' zijn, de bekende Tijgerspin (*Argiope bruennichi*), het Kegelpalpje (*Centromerus pabulator*) en de Roestkrabspin (*Xysticus ferrugineus*). Eerste en laatstgenoemde zijn zuidelijke soorten die hier aan de noordrand van hun areaal voorkomen, maar waarvan ten minste de Tijgerspin recent zeer sterk is toegenomen. Het Kegelpalpje bereikt hier de westgrens van haar areaal.

Van 8 spinnensoorten zijn er gedurende voorliggend onderzoek meer dan 100 exemplaren gevangen. Deze worden in onderstaande tabel 20 in afnemende volgorde van talrijkheid weergegeven:

Tabel 19: Lijst van de 8 talrijkst gevangen spinnensoorten

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Rode lijst	Totaal
<i>Trochosa terricola</i>	Gewone nachtwolfspin		422
<i>Pardosa pullata</i>	Gewone wolfspin		328
<i>Alopecosa cuneata</i>	Dikpootpanterspin	K	206
<i>Alopecosa pulverulenta</i>	Gewone panterspin		157
<i>Pardosa nigriceps</i>	Graswolfspin		137
<i>Pirata uliginosus</i>	Heidepiraat	MUB	132
<i>Zelotes petrensis</i>	Steppekampoot	K	130
<i>Oedothorax fuscus</i>	Gewone velddwergspin		119

Vergeleken met tal van andere onderzoeken is het opvallend dat geen enkele soort de aantallen sterk domineert. Van deze 8 talrijkste soorten zijn er 3 Rode lijstsoorten, waarvan 1 met uitsterven bedreigde soort. Dit is een indicatie dat er waardevolle ecotopen zijn onderzocht.

Belangrijk om weten is wel dat de aantallen met bodemvallen gevangen exemplaren van een bepaalde soort afhankelijk zijn van de mate van activiteit van de soort. De meeste soorten wolfspinnen (Lycosidae) lopen veel rond en worden daardoor in hoge aantallen gevangen, in tegenstelling tot vele webspinnen of soorten met een 'sit and wait' jachttechniek. De zes talrijkst gevangen soorten zijn wolfspinnen.

Tabel 20: Spinnen gevangen in 2012 met 10 reeksen bodemvallen langs de E34 in Postel, in de omgeving van de aan te leggen ecoduct Kempengrens.

FAMILIE EN SOORTNAAM	NEDERLANDSE NAAM	Rode lijst	Voorkeur-habitat	EK 1	EK 2	EK 3	EK 4	EK 5	EK 6	EK 7	EK 8	EX-N	EX-Z	Totaal
<u>ATYPIDAE</u>														
<i>Atypus affinis</i> EICHWALD, 1830	Gewone mijns spin	K	Godts						3	6	4			13
<u>GNAPHOSIDAE</u>														
<i>Drassodes cupreus</i> (BLACKWALL, 1834)	Gewone muisspin			2		6	3		6		3			20
<i>Drassodes pubescens</i> (THORELL, 1856)	Harige muisspin	B	Godt	2			2		1	1	1			7
<i>Drassyllus pusillus</i> (C.L. KOCH, 1833)	Kleine kampoot						1			1				2
<i>Haplodrassus signifer</i> (C.L. KOCH, 1839)	Heidemuis spin										9			9
<i>Micaria pulicaria</i> (SUNDEVALL, 1831)	Zandmierspin								1	1	6			8
<i>Phaeocedus braccatus</i> (L. KOCH, 1866)	Zesvlekmuisspin	B	Hdb		1					1				2
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C.L. KOCH, 1837)	Stekelkaak kampoot	B	Godt	1										1
<i>Zelotes latreillei</i> (SIMON, 1878)	Latreille's kampoot					9	4	2	2	1	4			22
<i>Zelotes petrensis</i> (C.L. KOCH, 1839)	Steppekampoot	K	Godt	33	14		1	2	17	14	9	12	28	130
<u>CLUBIONIDAE</u>														
<i>Clubiona diversa</i> O.P.-CAMBRIDGE, 1862	Vale zakspin			2					1					3
<i>Clubiona neglecta</i> O.P.-CAMBRIDGE, 1862	Kortkaakzakspin								1					1
<i>Clubiona subtilis</i> L. KOCH, 1867	Kleine zakspin					1								1
<i>Clubiona trivialis</i> C.L. KOCH, 1841	Moszakspin	K	Godt				1							1
<u>MITURGIDAE</u>														
<i>Cheiracanthium virescens</i> (SUNDEVALL, 1833)	Groene spoor spin	B	Godt		3			1	1					5
<u>LIOCRANIDAE</u>														
<i>Agroeca brunnea</i> (BLACKWALL, 1833)	Grote lantaarn spin										3			3
<i>Agroeca proxima</i> (O.P.-CAMBRIDGE, 1871)	Heidelantaarn spin						1				24			25
<u>CORINNIDAE</u>														
<i>Phrurolithus festus</i> (C.L. KOCH, 1835)	Bonte fruroliet						1		1		8	2	2	14
<u>ZORIDAE</u>														

FAMILIE EN SOORTNAAM	NEDERLANDSE NAAM	Rode lijst	Voorkeur- habitat	EK 1	EK 2	EK 3	EK 4	EK 5	EK 6	EK 7	EK 8	EX- N	EX- Z	Totaal
Zora spinimana (SUNDEVALL, 1833)	Gewone stekelpoot					3	1		1	3	8			16
<u>THOMISIDAE</u>														
Xysticus cristatus (CLERCK, 1757)	Gewone krabspin			26	13	7	1		4	14		1	1	67
Xysticus erraticus (BLACKWALL, 1834)	Graskrabspin	B	Godt	2					1					3
Xysticus ferrugineus MENGE, 1875	Roestkrabspin	Z	N					1						1
Xysticus kochi THORELL, 1872	Koch's krabspin			11	57			6	4	14				92
Xysticus ulmi (HAHN, 1832)	Moeraskrabspin					2								2
<u>PHILODROMIDAE</u>														
Philodromus cespitum (WALCKENAER, 1802)	Gewone rensin			1										1
Philodromus histrio (LATREILLE, 1819)	Heiderensin	K	Hdb							1				1
Thanatus striatus C.L. KOCH, 1845	Duinrensin	K	Godt	5			1							6
<u>SALTICIDAE</u>														
Euophrys frontalis (WALCKENAER, 1802)	Gewone zwartkop(springspin)			2		2			8	2	2		1	17
Heliophanus flavipes (HAHN, 1832)	Gewone blinker			1					1				1	3
Neon reticulatus (BLACKWALL, 1853)	Gewone neon			1			1	1						3
Phlegra fasciata (HAHN, 1826)	Gestreepte springspin	K	Godb		1	1	1		2	1		1	2	9
<u>LYCOSIDAE</u>														
Alopecosa barbipes (SUNDEVALL, 1832)	Paaspanterspin	K	Godb		11									11
Alopecosa cuneata (CLERCK, 1757)	Dikpootpanterspin	K	Godb	13	81	5		15	89				3	206
Alopecosa pulverulenta (CLERCK, 1757)	Gewone panterspin			3	3	93		8	6	6	35	1	2	157
Arctosa leopardus (SUNDEVALL, 1833)	Moswolfspin	K	Gowt				30	2						32
Hygrolycosa rubrofasciata (OHLERT, 1865)	Trommelwolfspin	B	Fdmot			1	13				33			47
Pardosa lugubris (WALCKENAER, 1802)	Zwartstaartboswolfspin	K	Fddv		2	3		1	6		23			35
Pardosa monticola (CLERCK, 1757)	Duinwolfspin	B	Godg		65			19						84
Pardosa nigriceps (THORELL, 1856)	Graswolfspin			27		40	23		8	22	17			137
Pardosa palustris (LINNAEUS, 1758)	Moeraswolfspin				8		1			1				10
Pardosa prativaga (L. KOCH, 1870)	Oeverwolfspin	K	Mc	2			13		1					16

FAMILIE EN SOORTNAAM	NEDERLANDSE NAAM	Rode lijst	Voorkeur- habitat	EK 1	EK 2	EK 3	EK 4	EK 5	EK 6	EK 7	EK 8	EX- N	EX- Z	Totaal
Pardosa pullata (CLERCK, 1757)	Gewone wolfspin			21		145	58	49	2	3	49		1	328
Pirata hygrophilus THORELL, 1872	Bospiraat				1	6	17	23		5	4		1	57
Pirata latitans (BLACKWALL, 1841)	Kleine piraat						10	19						29
Pirata piraticus (CLERCK, 1757)	Poelpiraat						2							2
Pirata tenuitarsis SIMON, 1876	Veenpiraat	MUB	Mo					1						1
Pirata uliginosus (THORELL, 1872)	Heidepiraat	MUB	Hws				66	4		11	51			132
Trochosa terricola THORELL, 1856	Gewone nachtwolfspin			42	2	37	26	4	75	30	187	9	10	422
Xerolycosa miniata (C.L. KOCH, 1834)	Duinwolfspin (Kustwolfspin)	B	Godb		6									6
Xerolycosa nemoralis (WESTRING, 1861)	Steppewolfspin (Bosrandwolfspin)	K	Fddv						1					1
<u>PISAURIDAE</u>														
Pisaura mirabilis (CLERCK, 1757)	Kraamwebspin (Grote wolfspin)			1		1				2	1			5
<u>AGELENIDAE</u>														
Agelena labyrinthica (CLERCK, 1757)	Gewone labyrinthspin				1				1				1	3
Malthonica picta SIMON, 1870	Spiraaltrechterspin				3	2	5			2	2		1	15
<u>HAHNIIDAE</u>														
Hahn timer helveola SIMON, 1875	Boskamstaartje	K	Fddd					1	1		1		1	4
Hahn timer montana (BLACKWALL, 1841)	Gewoon kamstaartje				1						1	1		3
Hahn timer nava (BLACKWALL, 1841)	Heidekamstaartje	B	Godr						50					50
<u>THERIDIIDAE</u>														
Asagena phalerata (PANZER, 1801)	Heidesteatoda	K	Hd	15	18		2	1	7	14	1	3	2	63
Crustulina guttata (WIDER, 1834)	Gevlekt raspinnenetje	K	Godt							2			1	3
Enoplognatha thoracica (HAHN, 1833)	Bodemtandkaak			4	5	2								11
Euryopis flavomaculata (C.L. KOCH, 1836)	Geelvlekjachtkogelspin	K	Godr	1				2	1		2			6
Robertus lividus (BLACKWALL, 1836)	Bosmolspin			3		4		1		3	4	1		16
<u>TETRAGNATHIDAE</u>														
Pachygnatha clercki SUNDEVALL, 1823	Grote dikkaak						2	1						3
Pachygnatha degeeri SUNDEVALL, 1830	Kleine dikkaak							37	1			2		40

FAMILIE EN SOORTNAAM	NEDERLANDSE NAAM	Rode lijst	Voorkeur- habitat	EK 1	EK 2	EK 3	EK 4	EK 5	EK 6	EK 7	EK 8	EX- N	EX- Z	Totaal
<u>ARANEIDAE</u>														
Araneus diadematus CLERCK, 1757	Kruisspin			1					1				1	3
Araneus quadratus CLERCK, 1757	Viervlekwiwebspin								1					1
Cercidia prominens (WESTRING, 1851)	Stekelrugje					1								1
Hypsosinga albobittata (WESTRING, 1851)	Witvlekpjamaspin	K	Godd	1									1	2
Hypsosinga pygmaea (SUNDEVALL, 1831)	Graspyjamaspin	B	Hw		1									1
<u>ERIGONINAE</u>														
Araeoncus humilis (BLACKWALL, 1841)	Bescheiden voorkopje				2		5	4	1					12
Ceratinella brevis (WIDER, 1834)	Zwart schildspinnetje					2					1	1		4
Cnephalocotes obscurus (BLACKWALL, 1834)	Donker tepelpalpe			17	3				36	12	3	1	1	73
Dicymbium nigrum (BLACKWALL, 1834)	Donker bolkopje					11								11
Erigone atra (BLACKWALL, 1841)	Storingsdwergspin			1	4	1	9	11		1	2	1	1	31
Erigone dentipalpis (WIDER, 1834)	Aeronautje				6		8	16			3	3	1	37
Gongylidiellum latebricola (O.P.-CAMBRIDGE, 1871)	Vingerpalpe			2		1	1	1	1	1	1	2		10
Gongylidiellum vivum (O.P.-CAMBRIDGE, 1875)	Nagelpalpe					2	2	1						5
Mermessus trilobatus (Emerton 1882)	Drielobbige Amerikaanse dwergspin				11	6	7	27	4	1		7		63
Micrargus herbigradus (BLACKWALL, 1854)	Vingerpalpputkopje			2	2	1		1	6		3	1		16
Minyriolus pusillus (WIDER, 1834)	Deukkopje									1	1			2
Moebelia penicillata (WESTRING, 1851)	Schorsdwergspin				1									1
Oedothorax fuscus (BLACKWALL, 1834)	Gewone velddwergspin						113	6						119
Oedothorax retusus (WESTRING, 1851)	Bolkopvelddwergspin					1	4	2						7
Pelecopsis parallela (WIDER, 1834)	Neusballonkopje			1	1		1		1		1	2		7
Pocadicnemis juncea LOCKET & MILLIDGE, 1953	Bleek heidegroefkopje							3						3
Pocadicnemis pumila (BLACKWALL, 1841)	Bleek bosgroefkopje			1		1	1	5			5		1	14
Prinerigone vagans AUDOUIN, 1826	Moerasdwergspin						2							2
Tiso vagans (BLACKWALL, 1834)	Krulpalpe				3	42	1		32					78
Walckenaeria acuminata BLACKWALL, 1833	Periskoopspinnetje								5					5

FAMILIE EN SOORTNAAM	NEDERLANDSE NAAM	Rode lijst	Voorkeur-habitat	EK 1	EK 2	EK 3	EK 4	EK 5	EK 6	EK 7	EK 8	EX-N	EX-Z	Totaal
Walckenaeria alticeps (DENIS, 1952)	Gehoordnd schaduwduubbelkopje	MUB	Mo				5				1			6
Walckenaeria atrotibialis (O.P.-CAMBRIDGE, 1878)	Gewoon contrastpootje					2	1	1	1		18	2	2	27
Walckenaeria cucullata (C.L. KOCH, 1836)	Dubbelsierkopje										1			1
Walckenaeria cuspidata (BLACKWALL, 1833)	Klein knobbelsierkopje									1				1
Walckenaeria dysderoides (WIDER, 1834)	Wratsierkopje								2	2	4			8
Walckenaeria furcillata (MENGE, 1869)	Gespleten doorkijkkopje								1	1				2
Walckenaeria nudipalpis (WESTRING, 1851)	Middelste vals sierkopje					1	4	1			1			7
Walckenaeria obtusa BLACKWALL, 1836	Groot vals sierkopje			1						1				2
<u>LINYPHIINAE</u>														
Agyneta decora (O.P.-CAMBRIDGE, 1870)	Gezaagd dikpalpje					1		2						3
Bathypantes gracilis (BLACKWALL, 1841)	Gewoon wevertje							6						6
Bathypantes parvulus (WESTRING, 1851)	Kleinste wevertje			2		1					8			11
Centromerita concinna (THORELL, 1875)	Klein haarpalpje (Heidepionierspinnetje)			8	2	1		1	3	1				16
Centromerus brevivulvatus DAHL, 1912	Bostongpalpje			1				1						2
Centromerus dilutus (O.P.-CAMBRIDGE, 1875)	Middelste tongspinnetje					1					3			4
Centromerus pabulator (O.P.-CAMBRIDGE, 1875)	Kegelpalpje	Z	W						1		2			3
Centromerus prudens (O.P.-CAMBRIDGE, 1873)	Porseleinspinnetje								1		1			2
Centromerus sylvaticus (BLACKWALL, 1841)	Gewoon zaagpalpje										1			1
Diplostyla concolor (WIDER, 1834)	Langtongspinnetje					1	1	7	1	1	1	2	3	17
Meioneta rurestris (C.L. KOCH, 1836)	Veldprobleemspinnetje			1	4		3	4	1	1		10	1	25
Microlinyphia pusilla (SUNDEVALL, 1829)	Kleine heidehangmatspin				1				1			5	7	14
Microneta viaria (BLACKWALL, 1841)	Lentestrooiselspin									1				1
Palliduphantes ericaeus (BLACKWALL, 1853)	Heidebodemwevertje					1	2	2		1	1	1		8
Palliduphantes pallidus (O.P.-CAMBRIDGE, 1871)	Geknot bodemwevertje					1		2		1	6		4	14
Pityohyphantes phrygianus (C.L. KOCH, 1836)	Lepelhangmatspin								1					1
Porrhomma pallidum JACKSON, 1913	Bleek kleinoogje					1								1
Saaristoa abnormis (BLACKWALL, 1841)	Driepunthangmatspin			3				2		5		1		11

FAMILIE EN SOORTNAAM	NEDERLANDSE NAAM	Rode lijst	Voorkeur- habitat	EK 1	EK 2	EK 3	EK 4	EK 5	EK 6	EK 7	EK 8	EX- N	EX- Z	Totaal
Stemonyphantes lineatus (LINNAEUS, 1758)	Paardekopje			1								1		2
Tallusia experta (O.P.-CAMBRIDGE, 1871)	Wimpelpalpje						2							2
Tapinopa longidens (WIDER, 1834)	Langtandje								1					1
Tenuiphantes mengei (KULCZYNSKI, 1887)	Veldwevertje			2		1		1	2		4			10
Tenuiphantes tenuis (BLACKWALL, 1852)	Bodemwevertje			2		1	1	1	3	1	2	2		13
Aantal exemplaren				268	337	452	460	309	411	194	566	75	81	3153
Aantal soorten				41	33	43	47	47	54	42	51	26	27	119
Aantal Rode-lijstsoorten (inclusief 'zeldzame' soorten)				10	11	4	11	12	15	9	11	3	7	32

Voorkeurs habitat van de Rode-lijstsoorten

De 31 Rode-lijstsoorten die voorliggend onderzoek opleverde, zijn door Maelfait *et al.* (1998) gekarakteriseerd naar ecotoopvoorkeur. We vinden de volgende verdeling:

- God = droge, voedselarme graslanden: 17 soorten;
- Gow = natte, voedselarme graslanden: 2 soorten;
- Mo= voedselarme (oligotrofe) moerassen: 2 soorten;
- Mc= moerassen met grote-zeggenvegetaties: 1 soort;
- Hd = droge heide: 3 soorten, waarvan 2 soorten aan kale bodem gebonden zijn (Hdb);
- Hw = natte heide: 2 soorten, waarvan 1 soort gebonden is aan veenmostapijten (Hws);
- Fdd = droog loofbos: 3 soorten; waarvan 1 soorten gebonden aan (veel) dood hout (Fddd), de 2 andere aan bosranden (Fddv);
- Fdmo = open, moerassig loofbos: 1 soort, gebonden aan zeggebulten (Fdmot).

Het meest opmerkelijk is het hoge aantal kensoorten van open, droge, voedselarme ecotopen: 3 kensoorten van droge heide en vooral, 17 van droge, voedselarme graslanden. (Hei)schrale graslanden komen vaak binnen het heide-ecosysteem voor en leunen dus nauw aan bij droge heide.

Er zijn 23 kensoorten van droge ecotopen en 8 kensoorten van natte ecotopen aanwezig.

Vergelijking van de onderzochte locaties

In deze vergelijking nemen we de 2 extra onderzochte locaties (EX-N en EX-Z) niet mee op. Deze zijn pas vanaf midden juli bemonsterd waardoor er veel minder exemplaren en soorten spinnen gevonden zijn dan op de overige locaties. In tegenstelling tot loopkevers zijn er veel spinnen uitgesproken voorjaarsactief en die zijn dus gemist (of tenminste de reële aantallen) op die locatie.

Het hoogste soortenaantal (54) en aantal Rode-lijstsoorten (15) is vastgesteld in EK6, de brede snelwegberm waar een schraal begroeide en een plek met hogere en dichtere vegetatie zijn onderzocht.

Ook de dichte Pijpenstrovegetatie (EK8) scoorde goed qua aantal soorten (51) en RL-soorten (11). Het laagste aantal spinnensoorten (33) is gevonden in de brede gemaaide snelwegberm (EK2) waar net het hoogste aantal loopkeversoorten is gevonden.

Het laagste aantal RL-spinnensoorten is gevonden in de snelwegberm EK3 (slechts 4), die ook voor RL-loopkevers zwak scoorde.

Vergelijking met een onderzoek in Dessel

In 2008 onderzochten we een heideterrein in Dessel zeer grondig op fauna (Lambrechts *et al.*, 2009a). Het lijkt ons nuttig kort een vergelijking te maken daar dit terrein in een naburige gemeente ligt.

Middels 12 reeksen van bodemvallen die opgesteld stonden gedurende een gelijkaardige periode (half maart – eind oktober) zijn in Dessel heel wat meer (161) spinnensoorten gevangen en Rode-lijstsoorten (50) gevangen dan in voorliggend onderzoek.

Soortbesprekingen

Eerst bespreken we de ecotoopvoorkeur volgens de literatuur, vervolgens onze eigen bevindingen in het studiegebied.

Pityohyphantes phrygianus, de **Lepelhangmatspin**, was anno 1998 nog niet bekend van Vlaanderen en is ook sinds niet gemeld (med. F. Hendrickx, KBIN)!

De soort is van 3 locaties in Nederland bekend: Diever en Emmen in de provincie Drenthe en Eperheide in de provincie Limburg (Van Helsdingen 2012).

In Wallonië is de soort plaatselijk niet zeldzaam in Hoog-België, vooral in de omgeving van de grote veengebieden. Ze wordt daar vooral bekomen via sleepvangsten op sparren. Daarbuiten zijn er nog waarnemingen uit La Calamine en Nismes.

We vingen 1 vrouwtje *Pityohyphantes phrygianus* in de eerste helft van augustus 2012, in de brede snelwegberm EK6, in Nederland, op ca. 50 m van de grens met België. Dit betreft dus de eerste waarneming voor de provincie Noord-Brabant.

Met uitsterven bedreigd

Pirata tenuitarsis, de **Veenpiraat**, komt voor op onbeschaduwde, liefst mosrijk veen, vaak op trilveen (Roberts, 1998). De soort is wijdverspreid maar komt slechts lokaal voor, dan wel meestal talrijk. Maelfait *et al.* (1998) beschouwen 'voedselarme moerassen' (Mo) als voorkeurs habitat.

We vingen 1 mannetje Veenpiraat in de eerste helft van juni 2012 in EK5, de snelwegberm met elementen van natte tot venige heide.

Pirata uliginosus, de **Heidepiraat**, werd anno 1998 als 'met uitsterven bedreigd' beschouwd (Maelfait *et al.*, 1998). Waar de soort voorkomt, is ze vaak talrijk (Roberts, 1998), een fenomeen dat bij spinnen (en in het bijzonder bij wolfspinnen) eerder regel dan uitzondering is. *P. uliginosus* is de enige *Pirata*-soort die soms in vrij droge omstandigheden kan gevonden worden (Roberts, 1998). Het voorkeursbiotoop is nochtans natte heide met veenmossen (Maelfait *et al.*, 1998).

De Heidepiraat was met 132 ex de zesde talrijkst gevangen soort in voorliggend onderzoek. De hoogste aantallen (66 ex) zijn aangetroffen in de natte heide EK4, wat als heel goed habitat te beschouwen is. Maar ook in de dichte Pijpenstrovegetatie EK8 komt een grote populatie voor (51 ex gevangen). Wellicht is dit een volledig vergrast relict van een vochtige tot natte heide. Aanpalend ligt een diepe (ontwaterings)gracht.

Vier dieren zijn gevangen in EK5, de snelwegberm met elementen van natte tot venige heide.

Tenslotte zijn er redelijke aantallen (11 ex) bekomen in de droge heide EK7, de noordoostelijke hoek van de douaneparking.

Walckenaeria alticeps, het **Gehoord schaduwdubbelkopje**, heeft als voorkeurs habitat 'voedselarm moeras' (Maelfait *et al.*, 1998). In Midden-Europa blijkt de soort vooral in diverse bostypes voor te komen (Hänggi *et al.*, 1995).

W. alticeps is vooral gevonden in de natte heide EK4 (5 ex) in Nederland, maar er is ook 1 dier vastgesteld in de dichte Pijpenstrovegetatie EK8.

Bedreigd

Hahnina nava, het **Heidekamstaartje**, is recent op heel wat plaatsen in Limburg aangetroffen, bijvoorbeeld in 14 verschillende bermen van de snelweg E314, met opmerkelijk hoge aantallen in een vochtig grasland met veel mossen (Lambrechts *et al.*, 2000a). Voedselarme graslanden met plekken ruige vegetatie genieten de voorkeur. In het heideterrein in Dessel had dit kleine spinnetje een opmerkelijke voorkeur voor een grazige droge heide (80 ex gevangen).

Ook in voorliggend onderzoek had het Heidekamstaartje een uitgesproken voorkeur. Alle 50 gevangen dieren zijn namelijk aangetroffen in de brede snelwegberm EK6.

Hygrolycosa rubrofasciata, de **Trommelwolfspin**, komt aan zijn naam omdat de mannetjes in april-mei tot op een paar meter afstand hoorbare trommelgeluiden maken. De soort leeft in vochtige bossen en venen. De bossen zijn open (lichtrijk) en de kruidlaag bij voorkeur met veel zeggebulten (Maelfait *et al.*, 1998). In een studie in natte heide in Limburg was de voorkeur voor grasrijke (Pijpestro) situaties opvallend (Lambrechts, 2002). De Trommelwolfspin is plaatselijk niet zeldzaam in de Antwerpse en Limburgse Kempen.

In voorliggend onderzoek zijn de hoogste aantallen gevonden in een dichte Pijpenstrovegetatie omgeven door naaldbos (EK8, 33 ex). Ook in de natte heide (EK4, 13 ex) zit een populatie.

Pardosa monticola, de **Duinwolfspin**, is een 'bedreigde' soort met een voorkeur voor kortgrazig, droog, schraal grasland (Maelfait *et al.*, 1998). In de duinen is ze vaak talrijk op droog duingrasland dat door konijnenbegrazing kort gehouden wordt (Maelfait & Baert, 1997). Ook Roberts (1998) benadrukt de korte en vaak schaarse vegetatie in de leefgebieden duinen, heide en kalkgrasland.

In voorliggend onderzoek zijn de hoogste aantallen gevonden in de brede, schrale, jaarlijks gemaaide snelwegberm EK2 (65 ex), wat dus zeer goed met de habitatvoorkeur overeenstemt.

De enige andere vindplaats is EK5 (19 ex), waar we de soort niet meteen verwacht hadden gezien het een eerder vochtige locatie is.

Xerolycosa miniata, de **Kustwolfspin**, komt in de duinen voor, maar er zijn ook heel wat vindplaatsen in het binnenland, vooral in de Kempen. In Nederland is ze vrij zeldzaam in de duinen en nog zeldzamer in het binnenland (Roberts, 1998). Het is een soort van droge, voedselarme graslanden met kale (zandige) plekken (Maelfait *et al.*, 1998).

De Kustwolfspin is in voorliggend onderzoek enkel in de brede, schrale, jaarlijks gemaaide snelwegberm EK2 (6 ex) waargenomen.

Kwetsbaar

Alopecosa barbipes, de **Paaspanterspin**, is enkel in de brede, schrale, jaarlijks gemaaide snelwegberm EK2 (11 ex) gevangen, terwijl de nauw verwante **Dikpootpanterspin** (*A. cuneata*) de derde talrijkst gevangen soort was, met hoge aantallen op diezelfde locatie (EK2, 81 ex) en pal aan de overzijde van de snelweg (EK6; 89 ex). Daarnaast zijn lagere aantallen gevonden in 4 andere snelwegbermen.



Figuur 51: De Paaspanterspin (*Alopecosa barbipes*) heeft net als de Kustwolfspin en de Duinwolfspin een voorkeur voor de brede, schrale, jaarlijks gemaaide snelwegberm EK2. Foto Maarten Jacobs.

Arctosa leopardus, de **Moswolfspin**, is een soort met een kenmerkend uiterlijk die een voorkeur heeft voor nat voedselarm grasland met pollenvetatie (Maelfait *et al.*, 1998) terwijl ze volgens Roberts (1998) vooral in mosrijke venen algemeen kan zijn. Lambrechts & Janssen stelden in meerdere studies vast dat er een duidelijke voorkeur is voor schaars begroeide (niet beboste) natte terreinen (dus met veel kale natte plekken).

Deze voorkeur komt opnieuw tot uiting in voorliggend onderzoek want nagenoeg alle dieren zijn gevangen op een plagplaats in natte heide (EK4, 30 ex.) terwijl er in de snelwegberm met elementen van natte heide, op de oever van de sloot (EK5) 2 dieren gevonden zijn.

Asagena phalerata, de **Heidesteatoda**, leeft vooral van mieren, en zou meestal in de buurt van (bos)mierennesten voorkomen (Roberts, 1998; Noordam, 1998). De voorkeur gaat uit naar droge heide (Maelfait *et al.*, 1998).

Deze mooie kogelspin is op 9 van de 10 onderzochte locaties aangetroffen (in totaal 63 ex)! De hoogste aantallen zijn voor rekening van de brede, schrale, jaarlijks gemaaide snelwegberm EK2 (18 ex) en 2 mooie struikheidevegetaties aan de rand van de douaneparking (EK1, 15 ex en EK7, 14 ex).



Figuur 52: De opvallend getekende Heidesteatoda (*Asagena phalerata*) is op 9 van de 10 onderzochte locaties aangetroffen. Foto Maarten Jacobs.

Atypus affinis, **Mijnspin** of **Aardspin** genoemd omwille van de sedentaire levenswijze in een ondergrondse 'woonbuis' (vaak koloniegewijs), is de enige inheemse 'vogelspinachtige' (suborde Orthognatha of Mygalomorphae) in Vlaanderen. Het is een beschermde diersoort. De ecologie van deze soort wijkt af van de andere inheemse spinnen. De soort wordt vrij oud: ze wordt pas na vier jaar volwassen (is dus geen explosieve voortplanter) en leeft dan nog meerdere jaren. Een losse bodem is vereist om te kunnen graven en zuidhellingen en lage vegetaties worden geprefereerd (Roberts, 1998). Volgens Canard (1986) is de soort gevoelig voor allerlei verstoringen en komt ze vooral in stabiele milieus voor. Met bodemvallen vangt men enkel mannetjes als deze rondzwerven op zoek naar wijfjes (die hun woonbuis nooit verlaten). Maelfait *et al.* (1998) vermelden als voorkeurs habitat 'zuidgeoriënteerde droge schrale graslanden met aanwezigheid van graspollen'.

We ontdekten recent heel wat nieuwe vindplaatsen in Limburg. Opvallend daarbij:

- soort zit vaak in oude heide (lange tijd geen beheer en hoge heidestruiken die deels weer opvallen);
- vaak met veel boomopslag of zelfs in lichtrijk eikenberkenbos;
- vaak op plaatsen met veel (micro)relief;
- éénmaal een 'kolonie' in een schrale snelwegberm die meermaals per jaar gemaaid wordt.

Samenvattend: er is een voorkeur voor niet-gestoorde, heide-achtige vegetaties op zuidhellingen (zoals Maelfait *et al.* aangeven).

We vingen in voorliggend onderzoek in totaal 13 mannetjes Mijnspin, allen ten noorden van de E34. Twee vindplaatsen situeren zich in snelwegbermen (de brede snelwegberm EK6 en de mooie struikheidevegetatie EK7), de derde is een dichte Pijpenstrovegetatie (EK8).

Euryopsis flavomaculata, de **Geelvlekjachtkogelspin**, is een uitzondering onder de Kogelspinnen (Theridiidae) omdat ze geen web maakt. Ze jaagt vooral op mieren door er snel omheen te lopen, ze ondertussen in te spinnen en ze vervolgens in een poot te bijten (Noordam, 1998). Het optimale biotoop zou bestaan uit droge schaalgraslanden met ruige vegetatie die voor schaduwrijke en dus

vochtigere omstandigheden zorgt (Maelfait *et al.*, 1998) terwijl Roberts (1998) aangeeft dat zowel natte als droge plaatsen bewoond worden. Onze eigen ervaringen met deze soort wijzen erop dat men haar in een breed scala aan ecotopen kan tegenkomen.

We ving in voorliggend onderzoek 6 exemplaren, verspreid over 4 locaties.

Pardosa lugubris, de **Zwartstaartboswolfspin**, leeft op lichtrijke plaatsen in en bij droge loof- en naaldbossen. De soort is in voorliggend onderzoek op 4 plaatsen in lage aantallen (1-6 ex) gevangen terwijl er hogere aantallen (23 ex) zijn geregistreerd in een dichte Pijpenstrovegetatie omgeven door naaldbossen (EK8).

Phegra fasciata, de **Gestreepte springspin**, staat bekend om haar binding aan plekken kale bodem in droge voedselarme graslanden (Maelfait *et al.*, 1998). De soort is op 7 van de 10 onderzochte locaties in lage aantallen (1-2 ex) gevonden.

Tibellus oblongus, de **Gewone sprietspin**, heeft net als de zustersoort *T. maritimus* een voorkeur voor nat voedselarm grasland met pollen vegetatie (Maelfait *et al.*, 1998). De dieren hebben een strokleurig en langgerekt uiterlijk en hebben de gewoonte om hun poten te strekken langs grassen en plantenstengels. Dit maakt hen op droge vegetatie heel onopvallend (vooral op Pijpenstro!).

De soort is niet gevangen via bodemvallen maar wel via sleepvangsten, met name in een dichte Pijpenstrovegetatie aan de rand van de (met bodemvallen onderzochte) struikheidevegetatie (EK7) in het noordoostelijke hoek van de douaneparking. Ook op 4 andere locaties is *Tibellus* gevangen via sleepvangsten in Pijpenstro maar betrof het juvenielen en kon de zustersoort *T. maritimus* niet uitgesloten worden.

Momenteel niet bedreigd

Mermessus trilobatus, de **Drielobbige Amerikaanse dwergspin**, is in 1999 voor het eerst in België gevonden, in de Mechelse heide (Lambrechts *et al.*, 2002). De soort heeft momenteel een holarctische verspreiding. Eerst kwam ze enkel in N. Amerika voor, nu ook in Europa. De soort heeft zich sindsdien sterk verspreid en wordt sinds 2007 ook in hogere aantallen gevonden zoals beschreven door Lambrechts *et al.* (2008). *Mermessus trilobatus* lijkt goed op weg één der algemeenste soorten in ons land te worden.

Ook in Nederland wordt een sterke toename gemeld: in 2006 is de soort voor het eerst in Nederland gevonden in het gebied Reijerscamp (6 ex), 2 jaar later zijn daar 86 exemplaren gevangen (van Helsdingen & IJland, 2010).

De sterke toename van *Mermessus trilobatus* wordt bevestigd in voorliggend onderzoek. Er zijn 63 exemplaren gevangen op 7 van de 10 onderzochte locaties, waarvan 4 op grondgebied van Nederland.

De hoogste aantallen (27 ex) zijn voor rekening van de snelwegberm met elementen van natte heide (EK5).

Conclusies

In totaal zijn er 124 spinnensoorten door ons gevangen in het studiegebied, waarvan er niet minder dan 31 op de Rode lijst zijn opgenomen. Drie soorten worden met uitsterven bedreigd, met name Veenpiraat (*Pirata tenuitarsis*), Heidepiraat (*Pirata uliginosus*) en het Gehoornd schaduwduubbelkopje (*Walckenaeria alticeps*). Daarnaast zijn er 10 'bedreigde' soorten en 18 'kwetsbare' soorten.

Niet minder dan 20 van deze Rode-lijstsoorten zijn kenmerkend voor droge schrale graslanden en droge heide. De soortensamenstelling verschilt tussen locaties maar eigenlijk zijn alle onderzochte plekken waardevol te noemen.

De Lepelhangmatspin (*Pityohyphantes phrygianus*) wordt hier nieuw voor de provincie Noord-Brabant (Nederland) gemeld.

3.8.3.3. Mieren

In onderstaande Tabel 22 wordt per locatie aangegeven welke mierensoorten gevangen zijn. Ook staat de status volgens de Rode lijst (Dekoninck *et al.*, 2003) en de kaste vermeld, waarbij:

- WER=werkster
- OGY=ongevleugelde gyne
- GGY=geveleugelde gyne
- MAN=mannetje

Bij de mieren vangt men vooral werksters en in mindere mate geslachtsdieren. De geslachtsdieren, meer bepaald de wijfjes (gynes, 'koningin') en mannetjes, zijn geveleugeld (uitgezonderd sommige mannetjes). Na de korte voortplantingsperiode zoekt het wijfje (geveleugelde gyne) een plekje om een nieuw nest te starten. De vleugels worden dan afgeworpen (ogy = ongevleugelde gyne).

Er zijn bij voorliggend onderzoek in totaal 2683 mieren gevangen, verdeeld over 24 soorten. Dat is een erg mooi soortenaantal, dat overeenkomt met de betere heidegebieden in de Limburgse Kempen! In een voor spinnen zeer waardevol heideterrein in Dessel waren 'slechts' 21 mierensoorten vastgesteld, maar wel drie sterk bedreigde soorten (Lambrechts *et al.*, 2009a). In het Klein schietveld te Brasschaat zijn bij een iets minder intensief onderzoek ook 21 mierensoorten vastgesteld, waarvan 1 sterk bedreigde soort en 5 kwetsbare (Lambrechts & Stijnen, 2009b).

Droge heide is het meest soortenrijke ecotoop voor mieren in Vlaanderen.

Opmerkelijk is dat niet minder dan 8 van de gevangen soorten zijn opgenomen in de Rode lijst (Dekoninck *et al.*, 2003), meer bepaald in de categorieën:

- o Sterk bedreigd (SB): Lepelsteekmier (*Myrmica lonae*);
- o Kwetsbaar (K): Kale Bosmier (*Formica polyctena*), Zwartrugbosmier (*Formica pratensis*), Rode baardmier (*F. rufibarbis*), Bloedrode roofmier (*F. sanguinea*), Veldmier (*Lasius meridionalis*), Buntgrasmier (*Lasius psammophilus*) en Kokersteekmier (*Myrmica schencki*).

Tijdens het veldwerk zijn heel wat 'Rode-bosmiernesten' gevonden. De locaties zijn (vervaagd) ingevoerd op www.waarnemingen.be. Van de meeste nesten is een staal van minstens een tiental werksters meegenomen voor determinatie. Het bleek allemaal de Behaarde bosmier (*Formica rufa*) te betreffen. Dat is een 25^{ste} soort en een 9^{de} Rode-lijstsoort (categorie 'kwetsbaar') voor ons onderzoek.

De precieze vangstaantallen per mierensoort hebben niet zo veel ecologische betekenis (in tegenstelling tot loopkevers en spinnen) omdat ze vooral variëren met de afstand van de bodemval tot een mierenest.

Qua aantal mierensoorten steekt de dichte Pijpenstrovegetatie boven de andere locaties uit, met 17 soorten, waarvan 3 Rode-lijstsoorten.

Een botanisch beheerder zou hier meteen overgaan tot plaggen om vochtige heide (dopheidevegetaties) te herstellen, maar dat zou dus ten koste van een rijke mierenfauna gaan. Gefaseerd werken is de boodschap.

Opvallend is dat de 4 locaties met het hoogste aantal Rode-lijstmierensoorten de 4 droge-heidevegetaties op de 4 hoekpunten van de douaneparking zijn! In EK1 en EK7 zijn elk 4 RL-soorten aangetroffen, in EX-N en EX-Z telkens 5 RL-mierensoorten. Eén van deze locaties (EX-Z) is helaas recent vernield.

Ook opvallend: de brede, schrale, gemaaide snelwegberm EK2, die voor loopkevers en spinnen uitermate waardevol is, heeft geen betekenis voor mieren: slechts 3 soorten, waarvan geen met RL-status. Ook de geplagde natte heide (EK4) scoort zwak met 4 soorten (1 RL-soort).

Het is bekend dat, terwijl vele zeldzame loopkevers, spinnen, dagvlinders,... belang hebben bij voldoende beheer (maaien, begrazen, plaggen) van heide om pioniersituaties te behouden, mieren net als reptielen bijzonder gevoelig zijn voor beheeringrepen en vooral te vinden zijn in oude heide. Sterke vergrassing met Pijpenstro deert vaak niet, integendeel...

Het is erg belangrijk dat beheerders dit beseffen en voldoende Pijpenstro sparen bij herstelbeheer.

Tabel 21: Mieren gevangen in 2012 met 10 reeksen bodemvallen in de omgeving van de aan te leggen ecoduct Kempengrens.

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Rode lijst	kaste	EK1	EK2	EK3	EK4	EK5	EK6	EK7	EK8	EX-N	EX-Z	Totaal
<i>Formica cunicularia</i>	Bruine baardmier		WER						2			1		3
<i>Formica fusca</i>	Grauwzwarte mier		WER	1				17			12		1	31
<i>Formica polyctena</i>	Kale bosmier	K	WER					3						3
<i>Formica pratensis</i>	Zwartrugbosmier	K	OGY								1			1
			WER	39						1	4			44
<i>Formica rufibarbis</i>	Rode baardmier	K	WER	1						2		6	8	17
<i>Formica sanguinea</i>	Bloedrode roofmier	K	OGY	2		2		1	6	6		3	3	23
			WER					1	10	8	14	3	18	54
<i>Lasius flavus</i>	Gele weidemier		GGY									11		11
			OGY			1						2		3
			WER						5		1	7	1	14
<i>Lasius fuliginosus</i>	Glanzende houtmier		OGY			2		1	1	1	3		1	9
			WER								1			1
<i>Lasius meridionalis</i>	Veldmier	K	OGY	3		1	1		6		19	1	6	37
<i>Lasius mixtus</i>	Wintermier		OGY								1			1
<i>Lasius niger</i>	Wegmier		MAN										1	1
			OGY										1	1
			WER					2				120	2	124
<i>Lasius platythorax</i>	Humusmier		GGY						1					1
			OGY								4			4
			WER	6	275	24	65		442	51	245			1108
<i>Lasius psammophilus</i>	Buntgrasmier	K	WER									2		2
<i>Lasius umbratus</i>	Schaduwmier		GGY								2	1	1	4
			OGY	1	2	16		5	2	6	2	3		37
			WER					1						1
<i>Leptothorax acervorum</i>	Behaarde slankmier		WER								3			3
<i>Myrmica lonae</i>	Lepelsteekmier	SB	WER										3	3
<i>Myrmica rubra</i>	Gewone steekmier		OGY					1			1	2		4
			WER			5	38	55			2			100
<i>Myrmica ruginodis</i>	Bossteekmier		WER			13	4	1			4			22
<i>Myrmica sabuleti</i>	Zandsteekmier		GGY									2	1	3
			MAN										1	1

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Rode lijst	kaste	EK1	EK2	EK3	EK4	EK5	EK6	EK7	EK8	EX-N	EX-Z	Totaal
			OGY					1	3		1		2	7
			WER	2		14		1		7	2	30	32	88
<i>Myrmica scabrinodis</i>	Moerassteekmier		GGY									1		1
			WER			6					6			12
<i>Myrmica schencki</i>	Kokersteekmier	K	OGY						1					1
			WER						14	6	2	7	7	36
<i>Stenamma debile</i>	Gewone drentelmier		MAN						1					1
			WER					1		1	6			8
<i>Temnothorax nylanderi</i>	Bosslankmier		WER									1		1
<i>Tetramorium caespitum</i>	Zwarte zaadmier		MAN	1										1
			OGY									1		1
			WER	156	7	12			119	379	63	75	44	855
Aantal exemplaren				212	284	96	108	91	613	468	399	279	133	2683
Aantal soorten				9	3	11	4	10	10	10	17	14	12	24
Aantal Rode-lijstsoorten				4	0	2	1	2	3	4	3	5	5	8

Sterk bedreigd

De **Lepelsteekmier** (*Myrmica lonae*) lijkt sterk op de Zandsteekmier (*Myrmica sabuleti*). In Duitsland is het een soort van xerotherme bossen, open zonbeschenen veengebieden en xerotherme graslanden. In Vlaanderen was de soort anno 2003 bekend van 7 locaties, waarvan 6 in natte heide (onder andere Groot schietveld te Brecht en De Liereman in Oud-turnhout) (Dekoninck *et al.*, 2003). Wij vonden de soort in 2008 ook in het Klein schietveld in venige heide (Lambrechts & Stijnen, 2009b). In de net verschenen verspreidingsatlas van mieren (Dekoninck *et al.* 2012) staan voor heel België 15 atlashokken in de Kempen vermeld en daarbuiten enkel vindplaatsen in Zoniënwoud en Hallerbos.

In voorliggend onderzoek zijn 3 werksters Lepelsteekmier gevonden in het heideterrein in de zuidwesthoek van de douaneparking.

We hebben getwijfeld *Myrmica lonae* in de lijst op te nemen omdat er op die locatie ook werksters *Myrmica sabuleti* gevonden zijn en we ervan uitgingen 'het zullen wel Zandsteekmieren zijn met een sterk ontwikkelde scapuslob'. Echter, individueel beschouwd voldoen ze wat de scapusindex betreft aan de norm (en vorm) van *M. lonae*. Bij bodemvalstalen is dit altijd lastig omdat bijna steeds waar *M. lonae* zit, ook *M. sabuleti* aanwezig is. Ze kunnen natuurlijk uit verschillende nesten komen maar de twijfel blijft.

Kwetsbaar

De **Zwartrugbosmier** (*Formica pratensis*) is een thermofiele soort die zich vestigt langs bosranden en boomgroepjes maar evenzeer in Struikheidevegetaties en in bepaalde graslanden. Ze is in Vlaanderen bijna uitsluitend bekend van de Limburgse en Antwerpse heidegebieden (Dekoninck *et al.*, 2012). Volgens Mabelis (1986) zou het minstens 10 jaar duren eer deze mierensoort zich vestigt in nieuw ontstaan terrein (bijvoorbeeld in geplagde heide). Het is wel bekend dat de werksters tot op aanzienlijke afstand van het nest foerageren.

De Zwartrugbosmier is in heide de meest voorkomende soort van de drie soorten 'Rode bosmieren' in Vlaanderen.

Op basis van het aantal gevangen werksters is er een nest Zwartrugbosmier aanwezig in EK1 (39 ex), terwijl er in EK7 en EK8 een laag aantal werksters gevangen is (1 resp 4).

Opmerking: Er is begin juli 2012 in bodemval EK7 een atypische Zwartrugbosmier gevonden, meer bepaald een ergatogyne. Een ergatogyne is morfologisch een vorm tussen een werkster en een wijfje hetgeen zich uit door een wijfjesachtig borststuk bij een werkster.

Van de **Kale bosmier** (*Formica polyctena*) zijn enkel 3 werksters gevangen op de locatie EK5, die vrij ver van het geplande ecoduct ligt. Alle 'Rode-bosmiernesten' korter bij het geplande ecoduct betreffen de **Behaarde bosmier** (*Formica rufa*).

De drie hierboven vermelde *Formica*-soorten zijn de 3 in Vlaanderen inheemse soorten 'Rode bosmieren'. Ze behoren tot het subgenus '*Formica* s.s.'. We vonden ook 3 *Formica*-soorten die als 'dienaarmieren' bekend zijn (=renmieren, subgenus *Serviformica*) zijn. Het gaat om de **Grauwzwarte mier** (*Formica fusca*), de **Bruine baardmier** (*F. cunicularia*) en de Rode baardmier (*Formica rufibarbis*). Hun aanwezigheid is noodzakelijk indien één van de drie in Vlaanderen inheemse soorten 'Rode bosmieren' (*Formica rufa*, *F. polyctena* en *F. pratensis*) zich wil vestigen in een nieuw, afgelegen gebied. Nieuwe nesten ontstaan bij de bosmieren voornamelijk door afsplitsing uit bestaande nesten.

De **Rode baardmier** (*Formica rufibarbis*) is te vinden in schrale, kortgrazige vegetaties met hoge bodemtemperaturen. Ze komt verspreid in de Kempen voor maar is niet strikt gebonden aan zandbodems (Dekoninck *et al.*, 2003).

We vonden deze soort in alle 4 droge-heidevegetaties op de 4 hoekpunten van de douaneparking en nergens anders.

Een zevende *Formica*-soort, *F. sanguinea*, behoort tot het subgenus *Raptiformica*.

De **Bloedrode roofmier** (*Formica sanguinea*) is in de provincies Limburg en Antwerpen op heel wat plaatsen te vinden (Dekoninck *et al.*, 2003). Het was de talrijkst gevangen mierensoort in een uitgebreid onderzoek van een heidegebied in Dessel (Lambrechts *et al.*, 2009a).

In voorliggend onderzoek is de soort op 8 van de 10 onderzochte locaties gevonden (6 locaties met werksters, 7 met vrouwtjes).



Figuur 53: nest Behaarde bosmier (*Formica rufa*) in een bosrand ten zuiden van de E34. 26 juli 2012. Foto Jorg Lambrechts.

Van de **Veldmier** (*Lasius meridionalis*) zijn enkel vrouwtjes gevonden, meer bepaald op 7 van de 10 onderzochte locaties, met de hoogste aantallen in de dichte Pijpenstrovegetatie EK8 (19 ex).

Van de **Buntgrasmier** (*Lasius psammophilus*) zijn 2 werksters gevonden in de droge heide in de noordwesthoek van de douaneparking (EX-N).

De **Kokersteekmier** (*Myrmica schencki*) komt voor op allerlei thermofiele open terreinen met beperkt ontwikkelde vegetatie. Ze komt vooral in de Kempen voor (Dekoninck *et al.*, 2003). In een onderzoek in droge heide in Midden-Limburg is ze nadrukkelijk aanwezig in begraasde heide (Tenhaagdoornheide) en veel minder in gebieden waar de meeste heidevegetaties hoog en dicht zijn (De Teut en de Mechelse Heide) (Lambrechts *et al.*, 2000b).

In voorliggend onderzoek is de soort op 5 van de 10 onderzochte locaties gevonden.

Momenteel niet bedreigd

De **Humusmier** (*Lasius platythorax*) en de **Wegmier** (*L. niger*) worden nog maar recent onderscheiden als aparte soorten. De Wegmier is een cultuurvolger wat betekent dat zij zich ophoudt in de buurt van de mens – het is één van de meest algemene mieren die graag vertoeft onder de tegels van ons terras of onder de klinkers van onze oprit. Zoals de Nederlandse naam laat vermoeden, kiest de Humusmier voor meer natuurlijke ecotopen en zoekt haar onderkomen onder andere onder mos of in graspollen.

De Humusmier is de talrijkst gevangen soort in voorliggend onderzoek (1108 werksters) en is op 7 van de 10 onderzochte locaties aangetroffen. De Wegmier is enkel in de drie overige locatie gevonden, 3 snelwegbermen.

Ondanks de vrij talrijke aanwezigheid van de **Zwarte zaadmier** (*Tetramorium caespitum*) – met 855 werksters was dit de tweede talrijkst gevangen soort in voorliggend onderzoek- zijn er geen

Sabelmiertjes (*Strongylognathus testaceus*) of Woekermiertjes (*Anergates atratulus*) gevonden. Beide soorten zijn in Vlaanderen zeldzame parasieten van de zaadmier.

Opmerking

Er is begin juli 2012 in de bodemval EK8 een ongevleugelde microgyne van de Gewone steekmier (*Myrmica rubra*) gevonden. Deze wordt niet langer beschouwd als de aparte volwaardige soort *Myrmica microrubra* (Gaststeekmier) zoals vermeld in Dekoninck *et al.* (2003).

Conclusies

Met 25 mierensoorten kan het studiegebied in Postel tot de betere gebieden in Vlaanderen gerekend worden qua soortendiversiteit. Meer dan één derde van de soorten (9 soorten) zijn opgenomen in de Vlaamse Rode lijst, eveneens een indrukwekkend aantal. De Rode-lijstsoorten zijn kensoorten van droge schraallanden, natte en droge heide en schrale lichtrijke bossen of bosranden. De drie inheemse soorten 'Rode bosmieren' zijn aangetroffen. Deze hebben een zeer grote ecologische betekenis.

De 4 droge-heidevegetaties op de 4 hoekpunten van de douaneparking herbergen de meeste Rode-lijstsoorten. Een dichte Pijpenstrovegetatie omgeven door naaldbos leverde het hoogste soortenaantal.

3.9. Dagvlinders

Gericht onderzoek naar deze diergroep was niet voorzien, enkel 'toevallige waarnemingen' dienden verzameld. Vermits het een kleine moeite is om gericht te zoeken naar dagvlinders in combinatie met sprinkhanen, zijn er toch aanzienlijk wat gegevens verzameld en ingevoerd in www.waarnemingen.be. Tijdens het onderzoek in de omgeving van het geplande ecoduct Kempengrens zijn in 2012 niet minder dan 22 soorten dagvlinders gevonden (zie tabel).

Tabel 22: Dagvlinders vastgesteld in de omgeving van het geplande ecoduct Kempengrens in 2012.

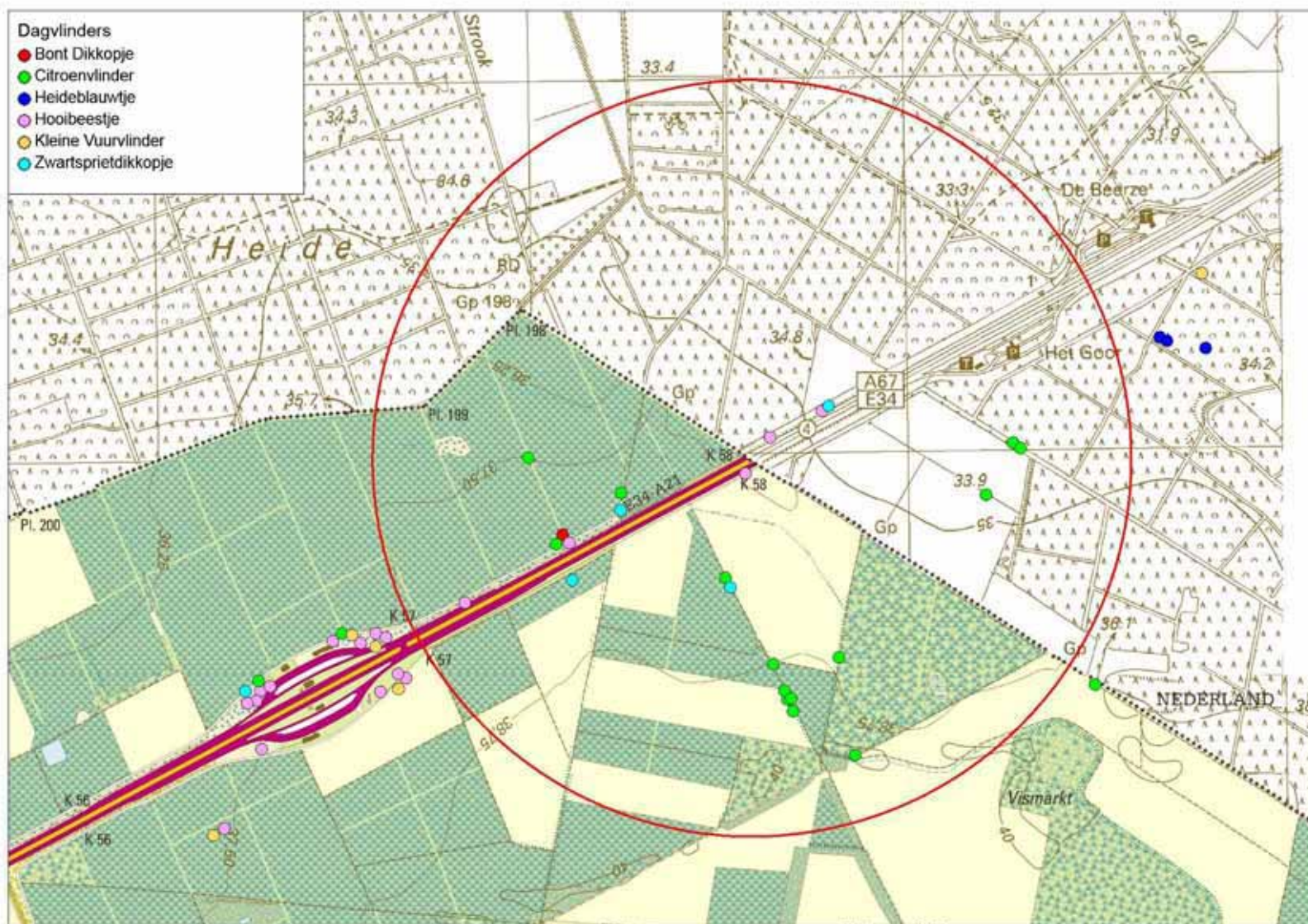
Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	aantal waarnemingen
Atalanta	<i>Vanessa atalanta</i>	9
Bont Dikkopje	<i>Carterocephalus palaemon</i>	1
Bont Zandoogje	<i>Pararge aegeria</i>	11
Boomblauwtje	<i>Celastrina argiolus</i>	4
Bruin Zandoogje	<i>Maniola jurtina</i>	4
Citroenvlinder	<i>Gonepteryx rhamni</i>	17
Dagpauwoog	<i>Aglais io</i>	7
Distelvlinder	<i>Vanessa cardui</i>	2
Eikenpage	<i>Favonius quercus</i>	2
Gehakkelde Aurelia	<i>Polygonia c-album</i>	10
Groot Dikkopje	<i>Ochlodes sylvanus</i>	12
Heideblauwtje	<i>Plebejus argus</i>	3
Hooibeestje	<i>Coenonympha pamphilus</i>	14
Klein Geaderd Witje	<i>Pieris napi</i>	4
Klein Koolwitje	<i>Pieris rapae</i>	3
Kleine Vos	<i>Aglais urticae</i>	3
Kleine Vuurvlinder	<i>Lycaena phlaeas</i>	5
Koevinkje	<i>Aphantopus hyperantus</i>	8
Koninginnenpage	<i>Papilio machaon</i>	1
Landkaartje	<i>Araschnia levana</i>	5
Oranje Zandoogje	<i>Pyronia tithonus</i>	8
Zwartsprietdikkopje	<i>Thymelicus lineola</i>	5

Alle waarnemingen zijn veldwaarnemingen, uitgezonderd enkele toevallige camerawaarnemingen. Tweemaal werd een cameraval geactiveerd toen een dagvlinder passeerde. Eenmaal gebeurde dat toen een Bont zandoogje langs vloog. Een andere keer, op dezelfde plaats (camera 1), vloog er een Atalanta voorbij. Op een foto van een Eekhoorn was ook nog eens een Bont Zandoogje te zien (als nevenwaarneming).

Volgens de meest recente Vlaamse Rode lijst (Maes *et al.*, 2011) hebben de genoemde soorten allen de status 'momenteel niet bedreigd', behalve:

- Bedreigd: Heideblauwtje (maar is enkel in Nederland waargenomen);
- Kwetsbaar: Zwartsprietdikkopje;
- Bijna in gevaar: Bont dikkopje, Citroenvlinder, Kleine vos.

In de vorige Vlaamse Rode lijst (Maes & Van Dyck, 1999) waren het Bont dikkopje en het Heideblauwtje als 'Kwetsbaar' opgenomen.



Figuur 54: Situering van de vindplaatsen van bijzondere dagvlindersoorten in de omgeving van het aan te leggen ecoduct Kempengrens.

Opmeten van de huidige ecologische situatie (T0) in de omgeving van het geplande ecoduct Kempengrens over de E34 in Postel (Mol)

Volgens de meest recente Nederlandse Rode lijst (Bos *et al.*, 2006) hebben de genoemde soorten allen de status 'momenteel niet bedreigd', behalve:

- Kwetsbaar: Bont dikkopje;
- Gevoelig: Groot dikkopje en Heideblauwtje.

Het Heideblauwtje was in de Nederlandse Rode lijst van 1995 nog als 'kwetsbaar' opgenomen, het Bont dikkopje zelfs als 'bedreigd', het Groot dikkopje echter als 'thans niet bedreigd' (Bos *et al.*, 2006).

Het **Heideblauwtje** (*Plebeius argus*) is in Vlaanderen een soort van vochtige tot natte heide (voorkeur voor Dopheide-vegetaties). Droge heide kan wel als corridor fungeren, bos is veeleer een barrière. Er komt een populatie voor in het natte heideterrein in Nederland, dat aansluit op De Goorloop.

Het **Bont dikkopje** (*Carterocephalus palaemon*) verkiest de overgang van vochtige graslanden naar vochtige bossen, open plekken (ook brede bospaden) in broekbossen en heiden (vaak in de buurt van grachten of vennen). De wijfjes zetten de eitjes af op een pas uitgekomen blad van Pijpenstro of Hennegras, maar ook op andere breedbladige grassen van het geslacht Struisriet, Kropaar, Timoteegras, Witbol en Vossestaart. De waardplanten staan meestal in een strook van 1 meter van de bosrand of op een open en vrij vochtige, grazige en schaduwrijke plaats in het bos, in vegetaties die al meerdere jaren niet gemaaid worden. Wijfjes hebben een grote nectarbehoefte en zijn op bloemrijke plaatsen te vinden. Populaties van het Bont dikkopje zijn vaak vrij klein en komen dikwijls op vrij kleine terreinen voor (Maes & Van Dyck, 1999).

Op 19 mei 2012 is een Bont dikkopje waargenomen door Kris Boers, in een brede gang in het naaldbos, net ten noorden van de snelweg.

Het **Zwartzprietdikkopje** (*Thymelicus lineola*) is vijfmaal waargenomen door ons, met 1 tot 4 exemplaren. Vier van de 5 waarnemingen vonden plaats in snelwegbermen. Deze bevatten dan ook de botanisch meest soortenrijke vegetaties met heel wat bloeiende planten.



Figuur 55: Zwartzprietdikkopje op Zandblauwtje in de berm van de snelweg E34 aan de douaneparking. 9 augustus 2012. Foto Jorg Lambrechts.

De **Citroenvlinder** (*Gonepteryx rhamni*) is de soort waarvan in 2012 meest waarnemingen zijn verricht in het studiegebied, maar dat is wel deels een artefact doordat vlinders die op beperkte afstand (vb. 100 m) van elkaar zijn waargenomen apart zijn ingegeven (terwijl bijvoorbeeld de aantallen van Hooibeestje dat talrijk is in een berm gesommeerd zijn).

Bij een terreinbezoek op 26 juli 2012 was de Citroenvlinder plaatselijk talrijk met op meerdere plaatsen 5 tot 10 exemplaren samen. Akkerdistel en Speerdistel bleken veel bezochte nectarplanten. Vooral de brede grazige zones langs bosranden ten zuiden van de geplande ecoduct waren in trek. Deze naaldbossen zijn plaatselijk lichtrijk en herbergen veel Spork in de struiklaag, de waardplant van het Citroentje.



Figuur 56: Citroenvlinder op Speerdistel in grazige zoom tussen naaldbos en veldwegje. 26 juli 2012. Foto Jorg Lambrechts.

Het **Hooibeestje** (*Coenonympha pamphilus*) is algemeen in Vlaanderen, maar plaatselijk wel achteruitgegaan. De voorkeurshabitat zijn droge, voedselarme graslanden met mozaïekpatroon (dus afwisseling van hoge en lage vegetatie). In Duitsland blijken zandige landwegen geliefd te zijn (Akkermans *et al.*, 2001).

Het Hooibeestje is in het studiegebied frequent waargenomen, echter bijna uitsluitend in de snelwegbermen. Het is de vlindersoort waarvan de hoogste aantallen zijn genoteerd. Op 9 augustus 2012 waren een 40 tal dieren present in de brede snelwegberm ten noorden van de E34, net in Nederland.

Daarnaast worden ook de 4 hoekpunten van de douaneparking volop bewoond door Hooibeestjes. Het zijn niet de struikheidevegetaties die belangrijk zijn voor deze soort, wel de schrale grazige zones die daarbij aansluiten.

Een ecoduct kan zeker bijdragen tot ontsnippering van weinig mobiele vlindersoorten als Heideblauwtje, maar habitattherstel is véél crucialer. Natuurverbindingen voor deze soort zijn nodig onder de vorm van corridors opgebouwd uit geschikt habitat.

3.10. Libellen

Libellen zijn als gevleugelde dieren niet gebonden aan ecoducten om wegen te passeren. Gericht onderzoek naar deze diergroep was niet voorzien, enkel 'toevallige waarnemingen' dienden verzameld. Vermits het een kleine moeite is om gericht te zoeken naar libellen in combinatie met sprinkhanen, zijn er toch aanzienlijk wat gegevens verzameld en ingevoerd in www.waarnemingen.be.

Tijdens het onderzoek in de omgeving van het geplande ecoduct Kempengrens zijn in 2012 niet minder dan 17 soorten libellen gevonden (zie tabel).

Tabel 23: Libellen vastgesteld in de omgeving van het geplande ecoduct Kempengrens in 2012.

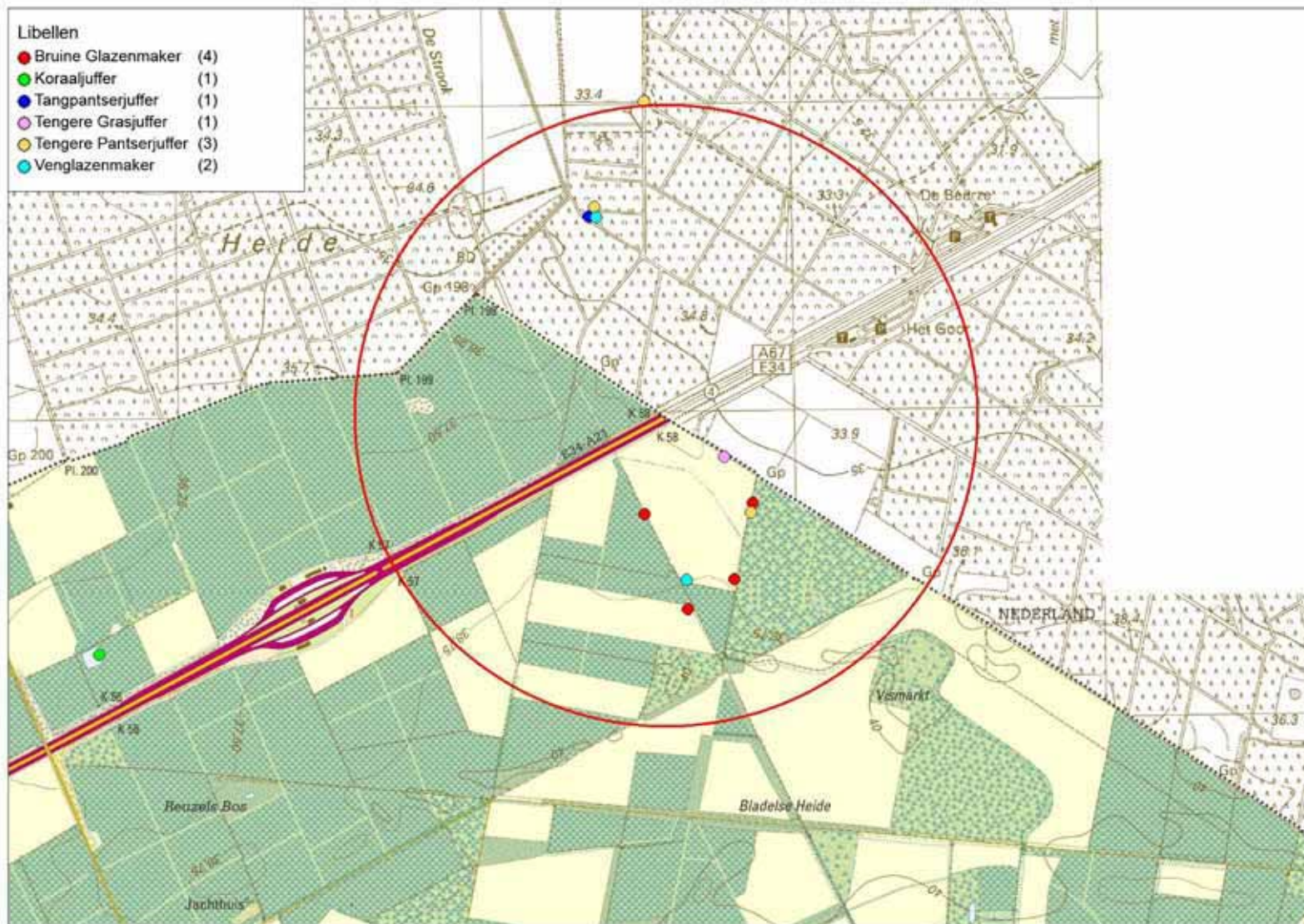
Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	aantal waarnemingen
Blauwe Glazenmaker	<i>Aeshna cyanea</i>	3
Bloedrode Heidelibel	<i>Sympetrum sanguineum</i>	1
Bruine Glazenmaker	<i>Aeshna grandis</i>	4
Bruinrode Heidelibel	<i>Sympetrum striolatum</i>	1
Gewone Oeverlibel	<i>Orthetrum cancellatum</i>	6
Gewone Pantserjuffer	<i>Lestes sponsa</i>	2
Grote Keizerlibel	<i>Anax imperator</i>	1
Koraaljuffer	<i>Ceriagrion tenellum</i>	1
Paardenbijter	<i>Aeshna mixta</i>	4
Steenrode Heidelibel	<i>Sympetrum vulgatum</i>	4
Tangpantserjuffer	<i>Lestes dryas</i>	1
Tengere Grasjuffer	<i>Ischnura pumilio</i>	1
Tengere Pantserjuffer	<i>Lestes virens</i>	3
Vengglazenmaker	<i>Aeshna juncea</i>	2
Viervlek	<i>Libellula quadrimaculata</i>	2
Weidebeekjuffer	<i>Calopteryx splendens</i>	1
Zwarte Heidelibel	<i>Sympetrum danae</i>	8

Volgens de meest recente Vlaamse Rode lijst (De Knijf *et al.*, 2012) hebben de genoemde soorten allen de status 'momenteel niet bedreigd', behalve:

- Kwetsbaar: Tangpantserjuffer en Vengglazenmaker;
- Zeldzaam: Tengere pantserjuffer en Koraaljuffer.

De **Vengglazenmaker** (*Aeshna juncea*) is momenteel in Vlaanderen beperkt tot de Kempen. Het is dan ook een soort van vennen en voedselarme plassen (De Knijf *et al.*, 2006).

We namen tweemaal een patrouillerend mannetje waar, langs een bosrand ten zuiden van de E34 en aan een klein (gegraven) 'vennetje' met uitgebreide veenmosvegetaties. Deze laatste vindplaats is mogelijk een voortplantingslocatie.



Figuur 57: Situering van de vindplaatsen van bijzondere libellensoorten in de omgeving van het aan te leggen ecoduct Kempengrens.

Opmeten van de huidige ecologische situatie (T0) in de omgeving van het geplande ecoduct Kempengrens over de E34 in Postel (Mol)

De **Tangpantserjuffer** (*Lestes dryas*) is een soort van dicht begroeide, lemige tot venige, niet te zure plassen. Het is een typische soort van plassen en vennen die in de zomer kortstondig droogvallen of die in het laatste verlandingsstadium verkeren. De larven kunnen een korte zomerdroogte overleven. De eieren worden in stengels van moerasplanten afgezet. Het is een soort met goede kolonisatiecapaciteiten (De Knijf & Anselin, 1996).

In Nederland is het een algemene soort die momenteel niet bedreigd is, maar ontbreekt in de laagveengebieden en langs stromend water. Er worden weinig eisen aan de waterkwaliteit gesteld (NVL, 2002). Deze auteurs stellen echter dat de larven niet tegen uitdroging kunnen en zelfs in natte modder sterven, wat dus in tegenstelling met De Knijf & Anselin.

In sommige jaren is de soort massaal aanwezig, om het jaar daarop weer sterk af te nemen.

Tot 2000 waren populaties van de Tangpantserjuffer in Vlaanderen beperkt tot de Kempen (De Knijf *et al.*, 2006). Recent werd duidelijk dat de soort ook verspreid over het Hageland voorkomt, op geschikte locaties. Het opduiken in het Vinne in Zoutleeuw, in het tweede jaar na natuurherstel, illustreert de sterke kolonisatiecapaciteiten. Immers dit gebied ligt in volle leemstreek op vele kilometers afstand van de meest nabije populatie (Lambrechts *et al.*, 2009b; Lambrechts & Hendrickx, 2009).

In de omgeving van het geplande ecoduct Kempengrens namen we de Tangpantserjuffer slechts op 1 locaties waar, maar daar is wel een flinke populatie aangetroffen. Het betreft het klein (gegraven) 'vennetje' met uitgebreide veenmosvegetaties in Nederland. We telden minstens 12 dieren. Opmerkelijk is dat een Tangpantserjuffer een tenerale (pas uitgeslopen) Tengere pantserjuffer als prooi had.



Figuur 58: Er is een populatie Tangpantserjuffer ontdekt aan een klein (gegraven) 'vennetje' met uitgebreide veenmosvegetaties in Nederland. 9 augustus 2012. Foto Jorg Lambrechts.

De **Tengere pantserjuffer** (*Lestes virens*) wordt door De Knijf *et al.* (2006) zeer zeldzaam genoemd in Vlaanderen, met gegevens van slechts een 30tal locaties in Vlaanderen. Alle populaties situeren zich in de Kempen, maar de soort kan over aanzienlijke afstanden zwerven en is ook op 1 plaats buiten de Kempen waargenomen. De soort houdt van oligo- en mesotrofe plassen met een goed ontwikkelde verlandingsvegetatie met russen, zegges en veenmossen. Zonnige en beschutte plaatsen genieten de voorkeur. In tal van gebieden in de Kempen wordt heel recent een toename gemeld.

In de omgeving van het geplande ecoduct Kempengrens namen we de Tengere pantserjuffer op 3 locaties waar. Twee keer betrof het een enkel individu in een bosrand, maar aan een klein (gegraven) 'vennetje' met uitgebreide veenmosvegetaties in Nederland vonden we een populatie. We telden er minstens 9 exemplaren op augustus 2012, waaronder een teneraal dier (pas uitgeslopen).



Figuur 59: Deze gegraven waterpartij heeft een venachtig karakter. Er zijn populatie van 2 bijzondere libellen aangetroffen, met name Tangpantserjuffer en Tengere pantserjuffer, en ook Venglagenmaker is er waargenomen. 9 augustus 2012. Foto Jorg Lambrechts.

De **Koraaljuffer** (*Ceriagrion tenellum*) is in Vlaanderen beperkt tot de Kempen, van Kalmthout tot aan de Maas. In Wallonië is er slechts 1 populatie, in de Maasvallei. De Koraaljuffer komt voor aan ondiep, stilstaand, oligo- tot mesotroof water. Een lichte stroming (kwel !), fijnkorrelige bodem en een veenmostapijt zorgen voor een microklimaat waarin de larven de strenge winters in het noorden van hun areaal kunnen doorkomen (De Knijf *et al.*, 2006). Deze bijzondere soort kende recent een (sterke) toename in Vlaanderen, wellicht ten gevolge van een combinatie van natuurherstel (vennen) en klimaatopwarming.

Op 11 september 2012 namen we 3 exemplaren waar aan een waterpartij nabij de Reuselseweg.

3.11. Overige ongewervelden

We overlopen enkele losse waarnemingen van minder algemene tot zeldzame soorten die we verrichten in 2012.

De bij wet beschermde **Driehoornmestkever** (*Typhaeus typhoeus*) komt aan zijn naam door de 3 opvallende uitsteeksels die het mannetje heeft op het pronotum. Het is een kenmerkende heidesoort die vooral konijnen- en schapenmest gebruikt. De soort graaft diepere gangen dan veel andere mestkevers, tot 1,5 m diep (Chinery, 2003).

We vingen deze mestkever in de droge heide in het noordoostelijk deel van de douaneparking.

We vonden veel kuiltjes van larven van de **Gevlekte mierenleeuw** (*Euroleon nostras*) net ten noordoosten van de locatie waar de ecoduct aangelegd wordt.

Op 12 maart 2012 is een stervende koningin van de **Wilgenhommel** (*Bombus cryptarum*) waargenomen door Maarten Jacobs, in een open 'gang' in het naaldbos ten noorden van de E34 (aan bodemvalreeks EK8).

De Nederlandse status is 'vrij zeldzaam, afgenomen' en op de Nederlandse Rode Lijst is de soort als 'onvoldoende gekend' opgenomen. De soort is vermoedelijk algemener dan nu bekend, maar is zeer moeilijk te onderscheiden van Aardhommel, Veldhommel en Grote aardhommel.

De Wilgenhommel wordt vooral teruggevonden in natte heidegebieden en kustduinen. Ze nestelt ondergronds in oude muizennesten, maar soms ook bovengronds in boomholten of vogelnestkasten. De soort kent geen gespecialiseerd bloembezoek, maar bezoekt overwegend ondiepe bloemen aangezien ze een zeer korte tong heeft. Koninginnen bezoeken in heideterreinen eerst Wilde lijsterbes en Blauwe bosbes en schakelen later in het seizoen over op Gewone dophei. Ook wilgen en paardenbloemen worden in het voorjaar bezocht. Werksters en mannetjes worden ook vaak aangetroffen op Struikhei.

Op 18 mei 2005 is door Kris Boers een zeldzame soort **blaaskopvlieg**, met name *Conops vesicularis*, gefotografeerd in een brede gang in de naaldbossen ten noorden van de E34.

4. Algemene conclusies mbt inrichting van het te bouwen ecoduct opdat het geschikt is voor de doelsoorten

4.1. Algemene principes

4.1.1. Inleiding

Opdat het ecoduct zou functioneren voor de doelsoorten, moet er aan de voornaamste eisen voldaan worden die deze stellen als habitat (weinig mobiele soorten) of als migratieroute (meer mobiele soorten).

Heel wat (grotere) zoogdieren zijn mobiel en hebben vooral dekking (hoge dichte grasvegetatie, struweel) nodig.

Heel wat van de meest kritische doelsoorten zijn heidesoorten, zoals beschreven in eerdere hoofdstukken. Sommige van deze soorten leven in dichte heide, maar een flink aantal is deels gebonden aan de aanwezigheid van plekken open zand of kale bodem.

Droge heide in het algemeen heeft een relatief beperkte diversiteit aan hogere planten, maar de soorten die voorkomen zijn wel bijzonder (Stekelbrem, Kruipbrem,...). Het is pas als men oog heeft voor de diversiteit aan korstmossen dat de soortenlijst wat langer wordt.

Daar staat tegenover dat droge heide voor fauna een uitzonderlijk rijk ecosysteem is. Voor de meeste diergroepen zijn er een aanzienlijk aantal soorten die beperkt zijn tot heidegebieden. Denk aan vogels, amfibieën, dagvlinders, libellen, sprinkhanen,... Voor sommige diergroepen, zoals reptielen en mieren, komt de meerderheid van de inheemse soorten enkel of vooral in heide voor!

Door het eerder beperkt aantal plantensoorten, wordt heide door sommigen eerder laag gewaardeerd, maar des te diverser is de fauna. Men zou hier kunnen spreken van de 'heide-paradox'.

We deden het voorbije decennium zeer veel onderzoek naar fauna van heidegebieden, vooral in de Limburgse Kempen (Midden-Limburg, Nationaal Park Hoge Kempen,...), en ook in de provincie Antwerpen. Dit onderzoek bevestigt bovenstaande vaststellingen. Hier in detail op in gaan, zou ons te ver leiden, maar we verwijzen naar een selectie van deze studies voor meer info hieromtrent: Lambrechts *et al.* (2000a); Lambrechts & Stijnen (2009a,b); Lambrechts *et al.* (2009a); Vanreusel *et al.* (2000) en Vanreusel *et al.* (2002).

4.1.2. Vereisten gesteld vanuit de doelsoorten

We gaan enkel in op de vereisten van de belangrijkste doelsoort, met name de Gladde slang. De vereisten van de overige soorten zijn in vorige hoofdstukken beschreven en worden in onderstaande voorstellen geïntegreerd.

4.1.2.1. Gladde slang

Leefgebied

De Gladde slang heeft een voorkeur voor reliëfrijke, zonbeschenen terreinen met voldoende dekking. De habitat bevat voldoende schuilplaatsen in de vorm van een goed ontwikkelde vegetatie, dood hout, holen, gaten en een goed vergraafbare, rulle bodembedekking. Gladde slangen zijn overdag actief. Om actief te kunnen zijn en voedsel te kunnen zoeken moet hun lichaamstemperatuur tot tussen 29 en 33°C opwarmen. Daarvoor zonnen ze bij voorkeur op open plekken aan de rand van opgaande begroeiing waarin ze, na het bereiken van een voldoende lichaamswarmte, verkoeling en bij naderend gevaar ook beschutting kunnen zoeken.

Reptielen waaronder de Gladde slang bereiken hun hoogste dichtheid in reliëfrijke heideterreinen in de buurt van bos of houtwallen. Voorwaarde is een goede strooisellaag en een mozaïekstructuur van oude en hoge heidestruiken, zandige open plekken, braamstruikjes, graspollen en wat opslag van kleine bomen en struiken. Dit type terreinen dat door reptielen erg gewaardeerd wordt, is een leefgebied dat al in een wat verder stadium van successie verkeert dan vele terreinbeheerders wenselijk achten. Terreinen met overjarige vegetatie van Pijpenstro en viltige matten van Bochtige

smele zijn overigens zeer gunstig voor de Gladde slang en dus waardevol om te handhaven. Dergelijke vegetaties zijn vaak structuurrijk, er heerst een gunstig microklimaat, er is dekking en voedsel te vinden en er zijn geschikte overwinteringplaatsen.



Figuur 60: Slangenhopen in de natte heide in Nederland. Hier is Gladde slang aangetroffen. 29 maart 2012. Foto Jorg Lambrechts.

Actieradius en dispersiecapaciteit

De migratie tussen de zomer- en winterverblijfplaatsen is een belangrijk aandachtspunt voor de soort. De actieradius van een individu bedraagt doorgaans minder dan 100m, uitzonderlijk tot 300m. Per individu is een leefgebied nodig van gemiddeld 1 à 3 ha. De dispersiecapaciteit van de soort is beperkt: verplaatsingen tot maximum 500m werden waargenomen (Peymen *et al.*, 2000).

4.2. Ecoduct zelf

Voor de ecoduct Kempengrens bestaat er reeds een inrichtingsplan (Zwaard 2012).

Op basis van de habitatvereisten van de reeds aanwezige en de potentiële doelsoorten in de omgeving, is er op de ecoduct een afwisseling van verschillende vegetatietypen nodig, die doorlopen in de aanlooptaluds. We denken hier bij aan (gebaseerd op ervaringen op andere ecoducten cfr. Lambrechts *et al.* 2007, 2008, 2010, 2011):

- Om dekking te bieden voor heel wat soorten, zoals amfibieën, reptielen, knaagdieren, marterachtigen en bosbewonende ongewervelden, is de aanleg van een stobbenwal en/of takkenril erg bevorderlijk. Zo wordt het ecoduct al sneller geschikt voor hen, dus ook de eerste jaren na aanleg; zie figuur 61;
- struweelzones van Brem, Spork, Lijsterbes, kleine eikjes en Grove dennen (ca. 20% van de oppervlakte); (de bomen moeten uiteraard gekapt worden zodra ze te fors worden;) deze soorten worden niet aangeplant maar laat men (bij voorkeur) spontaan ontwikkelen, bijvoorbeeld waar men meteen na aanleg van het ecoduct de stobbenwal / takkenril heeft aangelegd; zo ontstaat een continu struweel ('houtkant') wat met name voor vleermuizen cruciaal is;
- zones met bloemrijke (schraal)grasland vegetatie (ca. 30 % van de oppervlakte);
- zones met heide afgewisseld met kale bodem (ca. 50 %). Ervaringen op het ecoduct Kikbeek leren ons dat in zones waar de beheerder (Agentschap voor Natuur en Bos) heidemaaisel uit het aanpalend gebied heeft uitgestrooid, er veel heide kiemt. Op zones die men spontaan laat evolueren, domineert opslag van dennen. Met andere woorden: het is bevorderlijk voor een goede vegetatie-ontwikkeling om over de volledige oppervlakte van het ecoduct na de aanleg heidemaaisel uit te strooien. Bij voorkeur is dit maaisel of choppermateriaal afkomstig uit aanpalende natuurgebieden in Nederland of België (zie ook Bekker *et al.* 2005).
- We benadrukken nogmaals het belang van het behoud van zones met kale bodem. Het is de taak van de beheerder om deze in stand te houden wanneer de vegetatiesuccessie na enkele jaren zijn gang gaat;
- Waterpartijen ('vennen'): op het ecoduct Kikbeek is een laagte gecreëerd waar de grindbodem met opzet hard is aangereden. Hierdoor is een ondoordringbare laag gevormd waar regenwater op natuurlijke wijze stagneert. Er is een grote waterplas met 'ven-karakter' ontstaan. Deze heeft een enorme aantrekking op diersoorten en werkt dus als ecoverbinding voor natte soorten. Er zijn het eerste jaar na aanleg niet minder dan 7 amfibieënsoorten waargenomen, met onder andere een grote populatie Rugstreeppad (!!) en 3 soorten salamanders (o.a. Vinpootsalamander), evenals 20 soorten libellen waarvan van 14 soorten voortplanting in de plas is waargenomen (Lambrechts *et al.*, 2008). Op minstens 3 plaatsen is zo een 'ven' aangewezen: bovenop het ecoduct en aan de voet ervan, zowel ten noorden als ten zuiden van de E34.



Figuur 61: Een forse takkenril biedt optimale dekking voor tal van dieren. Dit is noodzakelijk omdat een ecoduct de eerste jaren na aanleg nog erg kaal is, vermits we kiezen voor spontane vegetatie-ontwikkeling (wel aanbrengen van heidemaaisel). Foto op ecoduct Kikbeek (Maasmechelen). Jorg Lambrechts.

We vermelden nog volgende elementen:

- Bodem brugdek: gebruik uitsluitend voedselarme grond (zand, afkomstig uit directe omgeving; géén humus, strooisel of dergelijke). met een dikte van 30 cm voor zone met grazige vegetatie en 60 cm voor zone met struweel. Dit is een geschikt substraat voor de gewenste vegetatietypes van voedselarme bodem.
- Licht- en geluidswerende constructie (2,50 m hoog) is vooral voor vleermuizen (lichtschuw!) en andere zoogdieren bevorderlijk. Bijvoorbeeld: aanleg van grondwallen (gevuld met EPS-blokken voor gewichtsreductie).

4.3. De directe omgeving

Zoals reeds eerder gesteld, kan de Gladde slang ons inziens als de belangrijkste doelsoort beschouwd worden en tevens als paraplu-soort. Het is, samen met bepaalde loopkevers en sprinkhanen, de meest kritische doelsoort in termen van habitatvereisten en gevoeligheid voor versnippering, en daarenboven geniet ze een sterke juridische bescherming.

We hebben dan ook een voorstel uitgewerkt voor inrichting van de directe omgeving van de geplande ecoduct Kempengrens afgestemd op deze soort (zie Figuur 62a).

Een noodzakelijke voorwaarde hierbij is de omvorming van enkele grote akkers naar heide en schraalgrasland. Het betreft de akkers net ten zuiden van de E34. Deze vormen momenteel immers een onneembare barrière voor de soort.

Voor de omvorming van de akker naar heide/schraalgrasland zijn er grosso modo 2 manieren (cfr. Chardon 2008):

- geleidelijk verschrallen via maaibeheer ('uitmijnen'): veel goedkoper maar kansen op goed ecotoopherstel geringer;
- ontgronden: voedselrijke toplaag afgraven: veel duurder, maar zeer veel mogelijkheden voor herstel microreliëf, 'vennen', en veel hogere kansen op een goed eindresultaat in termen van ecologisch waardevolle ecotopen.

Een zeer belangrijk gegeven is dat voor een aantal van de aanwezige soorten, met name Boomleeuwerik, Groene zandloopkever en andere bijzondere loopkevers, zandbijen en Mierenleeuw, kaal onbegroeid zand cruciaal is voor hun voorkomen. Ze ontbreken in uniforme dichte heide.

Dit heeft consequenties voor het beheer (behoud van plekjes open kaal zand via vb. plaggen), maar betekent wel dat reeds meteen na de natuurinrichting de eerste bijzondere soorten kunnen verwacht worden.

Wanneer een akker op zandige bodem wordt omgevormd naar heide, zullen een aantal bijzondere soorten sterk profiteren van de overgangperiode van deze omvorming. Indien men voor geleidelijk verschrallen via maaibeheer kiest als maatregel om deze omvorming te realiseren (ipv ontgronden), zal er geleidelijk een schraal grasland ontstaan.

Een pioniersoort als Kleine parelmoervlinder zal (tijdelijk) kunnen profiteren van de situatie. Dit is reeds op tal van plaatsen in de Kempen vastgesteld op voormalige landbouwgronden.

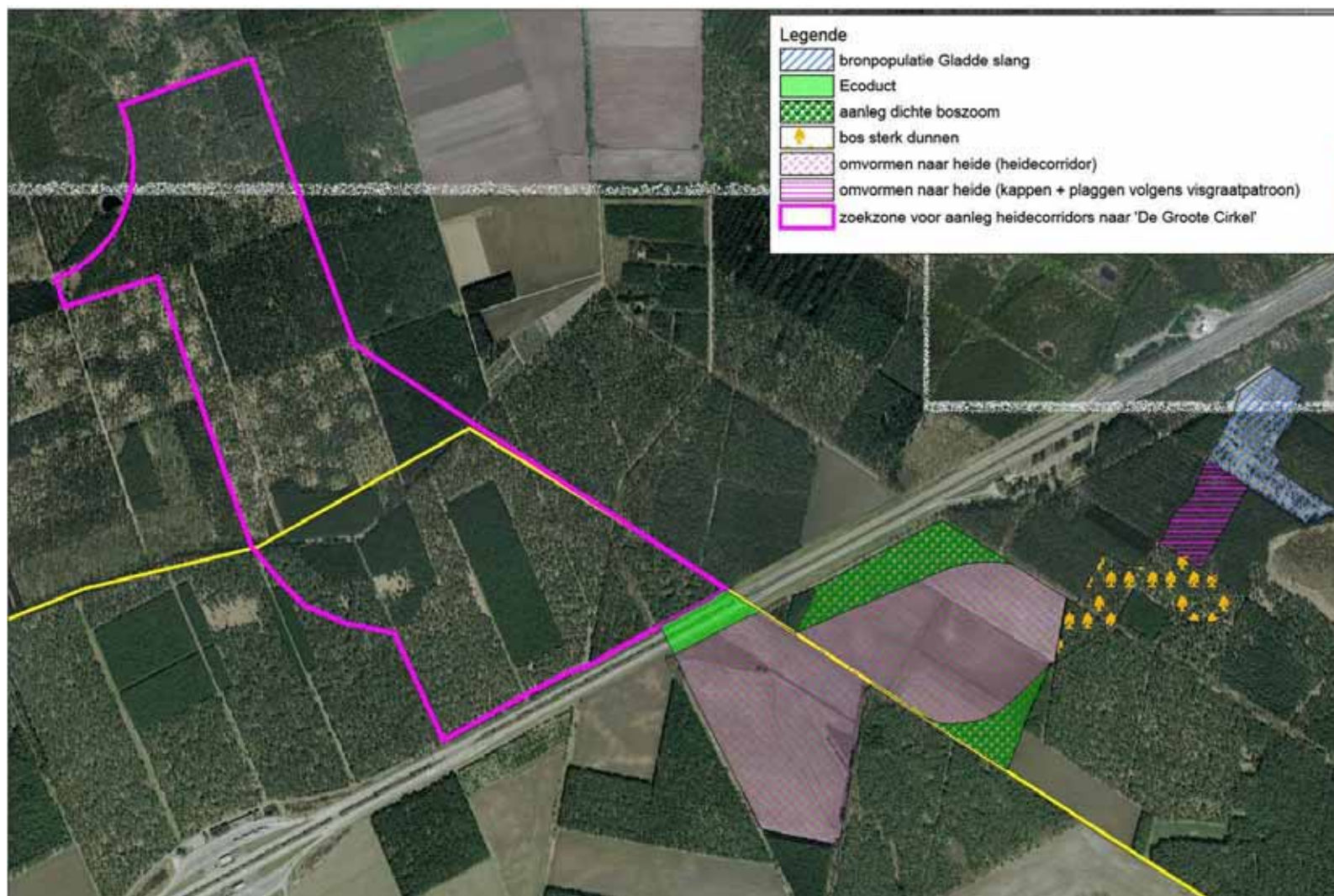
Soorten als Geelgors zullen zeker profiteren, zeker als men een aantal jaren een ecologisch akkerbeheer uitvoert. Dit houdt in dat men granen inzaait maar deze niet oogst. Dit is trouwens een prima manier om de bodem uit te putten ('uitmijnen') en de omvorming tot heide en droog schraalgrasland te bevorderen.

Tenslotte leert voorliggende studie ons dat het bermbeheer in Nederland reeds heel waardevolle resultaten oplevert.

In België zijn er nog verbeteringen mogelijk. Immers, uit ons onderzoek blijkt dat het erg belangrijk is dat voor de ongeveugelde doelsoorten als Levendbarende hagedis en tal van loopkevers een verbinding tussen de douaneparking (waar de bronpopulaties zich bevinden) en het ecoduct Kempengrens gerealiseerd wordt.

Volgende aanpassingen zijn dus wenselijk:

- Kappen boomopslag tussen douaneparking en landsgrens (momenteel ten noorden van E34 relevant);
- Om de paar jaar de opslag verwijderen uitgezonderd hier en daar een wilg (ifv bijen) en Sporkehout;



Figuur 62a: Voorstel tot inrichting van de directe omgeving van het geplande ecoduct Kempengrens in functie van Gladde slang (en andere heidesoorten).

Opmeten van de huidige ecologische situatie (T0) in de omgeving van het geplande ecoduct Kempengrens over de E34 in Postel (Mol)

4.1. De bredere omgeving

Dit uitwerken valt buiten de scope van voorliggende opdracht. Maar voor 2 zeer kritische soorten zijn een goede landschappelijke connectiviteit en natuurbeheer op ruimere schaal erg belangrijk opdat de ecoduct maximaal kan functioneren. We lichten dit toe.

4.1.1. Gladde slang

Figuur 62b situeert de gekende populaties van Gladde slang in de wijde omgeving van het geplande ecoduct Kempengrens. De gegevens zijn gebaseerd op een kaartje in de 'Nieuwsbrief Gladde slang in Brabant' (Van Rijsewijk & Van Delft 1012).

We geven aan welke gebieden absoluut met elkaar dienen verbonden te worden en we doen voorstellen voor corridors tussen de verschillende gebieden. De pijlen zijn indicatief. De detailuitwerking laten we aan de beheerder zelf over.

Voor alle corridors op grondgebied Nederland verwijzen we naar het soortenbeschermingsplan van de Gladde slang in Noord-Brabant (van Delft & van Rijsewijk 2006), waarin dit tot in detail is uitgewerkt.

Voor meer info over detailinrichting van corridors in functie van Gladde slang verwijzen we ook naar een voorstel door Ward Machiels, dat bij dit rapport is gevoegd als bijlage.

Voorliggend onderzoek toonde eens te meer aan dat het opsporen van Gladde slang gericht onderzoek vergt. Tot de jaren 80 werd de soort in Rode Del waargenomen en het is niet uitgesloten dat ze er nog aanwezig is (of er anderzijds zeer recent verdwenen is). Het leek ons dan ook evident de verbinding te maken met dat gebied.

4.1.2. Ingekorven vleermuis

Daarnaast wijzen we ook nog op de conclusies van een studie naar de voedselkeuze van Ingekorven vleermuis, die recent is afgewerkt (Lambrechts *et al.*, 2011b).

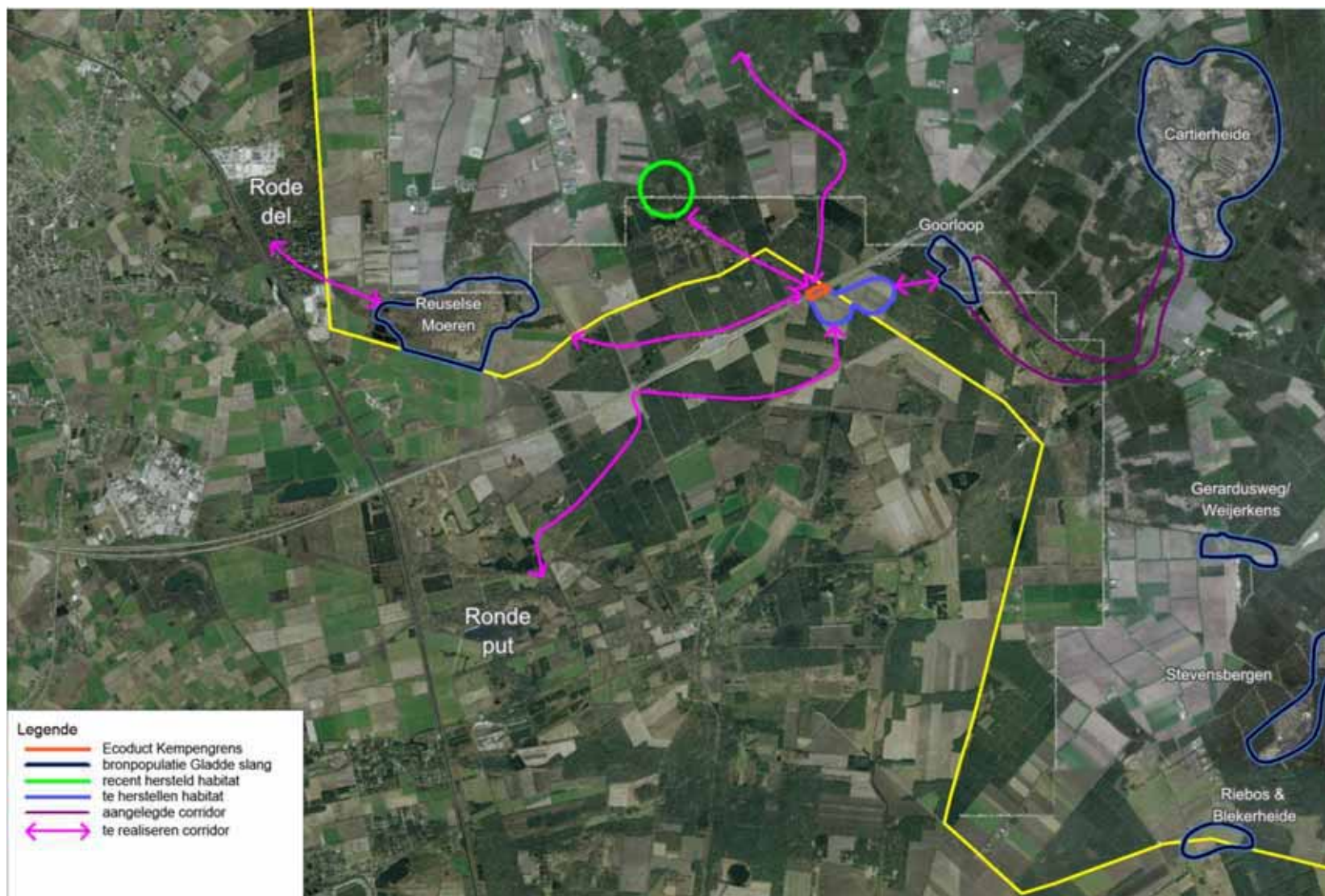
De voedselkeuze van Ingekorven vleermuizen van de kolonie in Postel bleek sterk af te wijken van de dieren in Lovenjoel (Vlaams-Brabant) en Sint-Pieters-Voeren (Limburg). Op beide laatstgenoemde plaatsen worden gemiddeld over het jaar genomen ruim 70 % vliegen van de familie *Muscidae* (Echte vliegen) gegeten, vooral Stalvlieg (*Stomoxys calcitrans*).

Het menu in Postel bleek erg verschillend. Vliegen van de familie *Muscidae* maken daar gemiddeld slechts een goede 4% uit van het voedsel en de voornaamste voedselbron zijn spinnen (66%), meer bepaald webbouwende spinnen. Bruine gaasvliegen (*Hemerobiidae*) worden er ook volop gegeten (ca. 13 %), terwijl deze groep volledig ontbrak in Voeren en minder dan 1% van het voedsel uitmaakt in Lovenjoel.

Er is dus een link met bos- en natuurbeheer te maken. Immers, Ingekorven vleermuizen eten vooral veel webbouwende spinnen. Het is algemeen bekend dat aan zonbeschenen bosranden die beschut gelegen zijn (weinig invloed van wind), hoge densiteiten aan insecten (en hun predatoren zoals spinnen) aangetroffen worden.

Voorale geleidelijke overgangen tussen bos enerzijds en bepaalde open ecotopen zoals heide en graslanden die niet al te intensief agrarisch beheerd worden, zullen waardevol zijn als jachtgebied voor Ingekorven vleermuis. De momenteel gangbare doelstellingen in het ecologische bosbeheer, zoals het creëren van geleidelijke en golvende bosranden, het streven naar meer lichtrijke, ijle bosbestanden en aandacht voor open plekken in het bos, zullen de Ingekorven vleermuis ten goede komen.

Natuurbeheer dat zorgt voor bloemrijke, insectenrijke graslanden draagt eveneens in positieve zin bij. Voor de populatie Ingekorven vleermuis te Postel, die in belangrijke mate afhankelijk is van spinnen als voedsel, zal het hierboven beschreven ecologisch beheer van bossen en andere terreinen cruciaal zijn.



Figuur 63b: Situering van de huidige gekende populaties Gladde slang in de omgeving van het geplande ecoduct Kempengrens en de te realiseren corridors opdat deze populaties duurzaam met elkaar in verbinding staan. In Nederland is er al hard gewerkt in uitvoering van het soortbeschermingsplan Gladde slang in de provincie Noord-Brabant, in Vlaanderen is er nog veel werk te verrichten.

5. Uitwerking van een voorstel voor genetisch onderzoek

Joachim Mergeay
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
Afdeling Biodiversiteit en Natuurlijk Milieu
Onderzoeksgroep Genetische Diversiteit
Gaverstraat 4, 9500 Geraardsbergen
Tel: 0499 942 942

5.1. Inleiding

Fragmentatie en verkleining van leefgebieden van organismen is de belangrijkste oorzaak van het verlies van biodiversiteit. Buiten de metropolen is nergens in West-Europa de graad van fragmentatie zo hoog als in de regio gaande van Nord-Pas-de-Calais over Vlaanderen tot in het Ruhrgebied (Jaeger *et al.* 2011). Geen enkele regio in Europa heeft een wegennetwerk dat dichter is dan het Vlaamse. Deze wegen vormen, afhankelijk van het organisme en de aard van de weg, helemaal geen tot een volledige barrière voor dispersie en migratie. Autowegen hebben door hun breedte, drukte en structuur doorgaans een zeer sterke barrièrewerking (bv. Frantz *et al.* 2012).

Door fragmentatie worden populaties kleiner en raken ze geïsoleerd. Dit leidt tot een toename van toevalseffecten op deze populaties, waaronder een toevallig (niet-selectief) verlies van genetische diversiteit. Dit leidt tot inteelt en een lager aanpassingsvermogen aan veranderingen, waardoor de kans op uitsterven sterk toeneemt. De isolatie leidt verder tot minder kansen voor herkolonisatie van verlaten leefgebieden. Door deze extreme fragmentatie hebben we in Vlaanderen waarschijnlijk een hoge extinctieschuld: veel soorten en populaties zijn nog aanwezig, maar zullen bij onveranderd beleid verdwijnen omdat de populaties niet duurzaam zijn (Kuussaari *et al.* 2009).

Om tot een duurzaam behoud van biodiversiteit te komen moet onderzocht worden hoe verkleining en fragmentatie kunnen worden tegengegaan, of hoe hun effecten kunnen worden gecompenseerd door specifieke maatregelen. Landschapsinrichting die noodzakelijk is voor migratie, dispersie en genetische uitwisseling van wilde soorten, ook niet beschermde, is een expliciet onderdeel van de Europese Habitatrichtlijn (92/43/EEC). Aanvullingen op artikel 17 van de Europese Habitatrichtlijn (Evans & Arvela 2011) vermelden ook dat zogenaamde referentiecondities voor gunstige populaties ("favourable reference populations") gebaseerd moeten zijn op zowel ecologische als genetische criteria.

Hier wordt ingegaan op de noodzaak van ecologische verbindingen en de randvoorwaarden waarbinnen deze nuttig kunnen zijn voor het behoud van biodiversiteit. Hiervoor wordt gefocust op de interactie tussen lokale populatiegrootte (deelpopulatie), regionale populatiegrootte (metapopulatie) en de graad van verbinding tussen lokale populaties. Deze drie factoren beïnvloeden elkaar sterk en zijn van belang voor het bekomen van gunstige randvoorwaarden voor duurzaam behoud van genetische diversiteit, en daarmee ook duurzaam behoud van soorten (Laikre *et al.* 2009).

Dit algemene kader is bedoeld als achtergrond bij de inzet van ecologische verbindingen zoals ecoducten. Het geeft ook feitelijk bijkomende criteria voor de beoordeling van de (lokale) staat van instandhouding van populaties (Adriaens *et al.* 2008), zoals gesuggereerd door Evans & Arvela (2011). Daarbij wordt expliciet rekening gehouden met de metapopulatiestructuur en de relatie tussen hoe groot en hoe sterk verbonden populaties lokaal en regionaal moeten zijn om voldoende genetische diversiteit te behouden. Ecologische verbindingen, en zeker ecoducten, zijn maatregelen die een grote investering vanuit de maatschappij vereisen, en moeten daarom best zo goed mogelijk afgestemd worden op de feitelijke en specifieke noden die er zijn op vlak van biodiversiteit.

In dit deelrapport wordt verder nagegaan onder welke condities men kan verwachten dat ecoducten nuttig en noodzakelijk zijn voor behoud van populaties volgens criteria van duurzame instandhouding. Ik geef aan de hand van simulaties weer wat de verwachte effecten zijn die een volledige barrière zou geven, en wat de verwachte mitigerende effecten zijn van een ecoduct.

Om na te gaan of een ecoduct ook in de praktijk leidt tot duurzamere (want verbonden) populaties is monitoring nodig volgens een wetenschappelijke design. Hier wordt eerst een algemene design voorgesteld, waarna een meer specifiek monitoringsschema aan de hand van genetische technieken wordt voorgesteld.

5.2. Fragmentatie en toevalseffecten

Kleine populaties hebben een grotere kans op uitsterven door toevalseffecten dan grote populaties. Door toeval gaat ook genetische diversiteit verloren in populaties (genetische drift), hetgeen leidt tot inteelt en fitnessverlies, waardoor de aangroei capaciteit afneemt (Frankham 2005). De snelheid waarmee genetische drift inwerkt op genetische diversiteit bepaalt de zogenaamde effectieve populatiegrootte N_e . Gemiddeld genomen is de effectieve populatiegrootte tienmaal kleiner dan het aantal volwassen individuen N_c (de censuspopulatie) in een populatie (Frankham 1995). Een populatie van 500 volwassen individuen (N_c) gedraagt zich genetisch als één van slechts 50 individuen. Dit door bv. louter demografische toevalligheden: een slechte voortplanting gedurende één of meerdere jaren kan een ogenschijnlijk gezonde populatie op enkele jaren doen verdwijnen. Door toeval kan ook de verhouding tussen geslachten bij de nakomelingen scheefgetrokken worden, waardoor bv. enkel mannetjes of vrouwtjes overblijven. Dit leidt tot een lagere effectieve populatiegrootte en dus een snellere afname van genetische diversiteit. Nagenoeg alle theoretische afleidingen en berekeningen in de populatiebiologie gebruiken de effectieve populatiegrootte, en dit is dan ook de maatstaf die gebruikt moet worden bij het bepalen van een duurzame populatiegrootte.

Bij sommige soorten of populaties ligt die N_c/N_e verhouding hoog (bv. $\sim 100\,000 / 1$ bij mariene vissen en zooplankton), bij andere ligt ze iets lager dan circa 10/1 (Frankham 1995). De waarde kan bij benadering via genetisch onderzoek bepaald worden. Voor heel wat soorten zijn reeds zulke gegevens beschikbaar, maar als surrogaat kan gebruik gemaakt worden van de N_c/N_e verhouding van een nauw verwante en ecologisch gelijkaardige soort.

De effectieve populatiegrootte kan op verschillende manieren worden bepaald. Vaak wordt het begrip effectieve populatiegrootte vereenvoudigd tot “het aantal reproducerende individuen”. Dit is enkel correct wanneer de familie grootte ($\sim$ het aantal nakomelingen per paar) van alle reproducerende individuen nagenoeg gelijk is¹. In de praktijk is dat quasi nooit het geval, waardoor de effectieve populatiegrootte toch veel kleiner is dan het aantal reproducerende individuen. Wanneer literatuurgegevens gebruikt worden om de N_c/N_e verhouding te schatten, is het dus essentieel om duidelijk te weten welke methode werd gebruikt en welke theoretische aannames daaraan verbonden zijn. Methodes die de verandering in genetische diversiteit en identiteit overheen verschillende generaties meten (zogenaamde temporele methodes), leveren de meest betrouwbare schattingen van N_e op. Dit omdat ze alle componenten van genetische drift zoals inteelt, variatie in populatiegrootte doorheen de tijd, genmigratie, ongelijke sekse-ratio en andere aspecten die de variantie in familie grootte beïnvloeden, integreren.

Genetische drift leidt tot een verlies aan genetische diversiteit voor kenmerken waarop natuurlijke selectie kan inwerken, waardoor kleine populaties zich minder snel kunnen aanpassen aan veranderingen in de omgeving, met inbegrip van parasieten en pathogenen. Hoe meer evolutie (de verandering in allelfrequenties doorheen de tijd) door toeval wordt bepaald, hoe minder het door natuurlijke selectie kan worden bepaald. Daardoor kan het zijn dat in kleine populaties toevallige evolutie optreedt tegen de richting van natuurlijke selectie. Recente evolutionaire studies onderstrepen het belang van snelle evolutie in respons op grote en kleine omgevingsveranderingen (Mergaey & Santamaria 2012). Het behoud van zeldzame allelen (varianten van een gen) is echter zeer belangrijk om snelle adaptatie toe te laten.

¹ De effectieve populatiegrootte N_e benadert de census populatiegrootte als de variantie (V_k) in familie grootte k gelijk is aan de gemiddelde familie grootte $\bar{k}$. Niet reproducerende individuen hebben een familie grootte gelijk aan nul, en halen daardoor de N_e sterk naar beneden. De relatie tussen N_e en de census grootte N_c (aantal

individuele in de populatie) wordt bepaald door

$$N_e = \frac{kN_c - 1}{\bar{k} - 1 + V_k/\bar{k}}$$

5.2.1. Hoe groot is groot genoeg: genetische criteria

Om na te gaan of verbinden dan wel vergroten van populaties absoluut noodzakelijk is, is het nodig om na te gaan of de verschillende deelpopulaties zich in een goede staat van instandhouding bevinden. Voor soorten van Europees of regionaal belang (de bijlage II en IV soorten van de habitatrichtlijn) zijn reeds criteria opgesteld (Adriaens *et al.* 2008), die verder zullen aangevuld worden met genetische criteria. Voor andere soorten zijn algemene vuistregels bruikbaar die gebaseerd zijn op (effectieve) populatiegrootte.

Bij een effectieve populatiegrootte van $N_e = 500-1000$ individuen wordt het verlies aan genetische diversiteit gecompenseerd door het ontstaan van nieuwe mutaties in de populatie (Franklin & Frankham 1998), waardoor dit cijfer vaak wordt gebruikt als criterium voor duurzaam behoud. Hoewel vele geïsoleerde populaties niet aan dit criterium voldoen, kan verbinding van meerdere kleinere deelpopulaties wel leiden tot een metapopulatie (een set van regionaal verbonden deelpopulaties) met $N_e > 500$, en dus een behoud van genetische diversiteit garanderen. Dit is een zeer ruwe algemene richtlijn, met voor- en nadelen (Traill *et al.* 2010; Flather *et al.* 2011). Deze vuistregel is een criterium voor het behoud van genetische diversiteit op zeer lange termijn. Dit betekent allermindst dat populaties met een kleinere effectieve populatiegrootte ten dode opgeschreven zijn of mogen opgegeven worden. Kleinere populaties zullen echter gemakkelijker en sneller genetische diversiteit verliezen, waardoor de gemiddelde kans op uitsterven toeneemt. Een groot nadeel van deze vuistregel, zeker voor beleid, is dat er geen temporeel aspect aan vasthangt of een risico-inschatting mee gepaard gaat op een bepaalde termijn. Hoewel analyses van de levensvatbaarheid van populaties (zogenaamde PVA's, "population viability analyses") de beste benadering zijn (bv. Pollak 2009), zijn ze extreem arbeidsintensief en vaak niet haalbaar. Men kan echter ook voor behoud van genetische diversiteit een temporeel expliciete benadering gebruiken, die hier wordt aanbevolen als criterium voor een voldoende behoud van genetische diversiteit. Dit criterium bepaalt dat de effectieve populatiegrootte zodanig moet zijn dat op een periode van honderd jaar 95 % van de genetische diversiteit wordt behouden. Dit is eenvoudig af te leiden via

$$N_e \approx \frac{t}{-2 \ln\left(\frac{H_t}{H_0}\right)} \quad (\text{Formule 1})$$

waarbij t het aantal generaties is per 100 jaar, H_t de genetische diversiteit is in generatie t en H_0 de genetische diversiteit is in de referentietoestand (zie Hamilton 2009 voor de afleiding). Deze minimale effectieve populatiegrootte wordt verder genoteerd als N_{e95} .

Zo kan men berekenen dat bij een soort met generatietijd van zeven jaar N_{e95} gelijk is aan 139. Bijvoorbeeld de kamsalamander (*Triturus cristatus*) heeft een gemiddelde generatieduur van c. 7 jaar, en $N_e > 139$ zou kunnen gebruikt worden als genetisch criterium voor een goede staat van instandhouding van een (voldoende verbonden meta)populatie, aanvullend op de huidige criteria voor de lokale staat van instandhouding (Adriaens *et al.* 2008). Wanneer de verhouding N_c / N_e gekend is voor de soort (of populatie), kan men deze N_{e95} ook omzetten naar een minimale census populatiegrootte, die het aantal volwassen individuen in de populatie weergeeft. Wanneer men via onderzoek vaststelt dat de effectieve populatie onvoldoende groot is, kan men opteren om het leefgebied te vergroten, of om de populatie te verbinden met één of meerdere andere populaties.

Genmigratie kan namelijk ook de effecten van genetische drift compenseren (naast mutatie), waardoor genetische diversiteit trager verloren gaat en de effectieve populatiegrootte toeneemt. Tabel 24 geeft ter indicatie de effectieve populatiegroottes weer, die overeenkomen met N_{e95} voor organismen met verschillende generatieduur. Dit kan men gebruiken als genetisch criterium voor de staat van instandhouding van (meta)populaties.

Tabel 24: De effectieve populatiegrootte die minimaal vereist is om 95% van de genetische diversiteit (GD) te behouden over 100 jaar (N_{e95}) en de effectieve populatiegrootte waarbij allelen met een frequentie groter dan 0,5% gemiddeld genomen behouden worden. Bij kleine N_e is het compenserend effect van mutaties voor genetische drift verwaarloosbaar. Naarmate de N_e dichterbij 500 komt worden mutaties belangrijker en kan $N_e = 500$ als de ondergrens worden beschouwd, eerder dan de aangegeven getallen (enkel van toepassing bij organismen met generatieduur < 2 jaar).

Generatieduur (jaar)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Aantal generaties per 100 jaar	100	50	33	25	20	17	14	13	11	10
N_e nodig voor behoud van 95% GD over 100 jaar	975	487	325	244	195	162	139	122	108	97

5.2.2. Ecologische verbinding

Een ecologische verbinding is een corridor bestaande uit één of meerdere habitattypes, waarlangs organismen van het ene leefgebied naar het andere kunnen migreren. Is de verbinding langer dan de dispersiecapaciteit van het organisme, dan dient ze eveneens te bestaan uit leefgebied geschikt voor voortplanting, waarbij de geschikte vlekken binnen dispersieafstand van elkaar dienen te liggen. In dit geval vormt een ecologische verbinding ook leefgebied, zij het dat daar niet gefocust wordt op de vestiging van genetisch duurzame populaties. Hoe langer een ecologische verbinding is, hoe robuuster ze moet zijn: omdat de organismen grotere afstanden moeten afleggen tot de volgende kernpopulatie, moet de passeerbaarheid van de habitatmatrix groter zijn. Doorgaans betekent dit dat verbindingen over langere afstanden breder moeten zijn en van betere kwaliteit moeten zijn. Ecoducten zijn korte en doorgaans relatief smalle ecologische verbindingen over zeer harde barrières. Essentieel is dat ecoducten, om de feitelijke migratiekansen te maximaliseren, onmiddellijk aansluiten op zeer geschikt en bezet leefgebied aan weerskanten van de barrière. Leefgebied aan weerskanten van het ecoduct moet van optimale kwaliteit zijn om een zo groot mogelijke populatie te hebben aangrenzend aan het ecoduct, zodat bij een bepaalde relatieve migratiekansen m het absolute aantal migranten Nm dat de oversteek maakt maximaal is.

Een ecologische verbinding zoals een ecoduct heeft meerdere complementaire biologische verbindingsfuncties:

1. **Ze moet organismen toelaten om nieuwe of verlaten leefgebieden te koloniseren.** Na een lokale extinctie (door toeval of niet) is snelle herkolonisatie mogelijk vanuit andere populaties en gebieden. Bij herkolonisatie is het gunstig dat dit door een niet te klein aantal individuen (>10) kan gebeuren, om zogenaamde stichterseffecten (een lage genetische diversiteit bij aanvang door een te klein aantal kolonisten) te vermijden. Slechts tien stichters dragen gemiddeld genomen 95% van de genetische diversiteit van de bronpopulatie (Frankham *et al.* 2010). Als deze snel kan aangroeien is het verlies aan genetische diversiteit door een stichterseffect relatief beperkt. Ecologische verbindingen bedoeld voor herkolonisatie moeten dus meer kunnen bieden dan nu en dan de passage van een migrant. De ecologische verbinding moet effectief aantrekkelijk leefgebied zijn voor de soort waarvoor ze bedoeld is, zodat voldoende individuen geschikte leefgebieden kunnen herkoloniseren.
2. **Ze moet genetische uitwisseling toelaten tussen bestaande populaties, om effecten van genetische drift en inteelt te compenseren.** Elk van de geïsoleerde populaties wordt door een verbinding in feite een deelpopulatie van een grotere metapopulatie: de lokale toevalseffecten, die leiden tot een verlies aan genetische diversiteit kunnen gecompenseerd worden door immigratie van individuen uit de naburige populaties. De populatie gedraagt zich genetisch als een populatie die groter is, dan wanneer ze volledig geïsoleerd zou zijn. Een verbinding verkleint het effect van genetische drift en zorgt voor een grotere effectieve lokale populatiegrootte bij een nagenoeg gelijk aantal individuen in elke deelpopulatie. Hoe sterker de verbinding is (i.e., hoe meer individuen uitgewisseld worden), hoe meer en hoe sneller toevalseffecten gecompenseerd kunnen worden (hoe groter de effectieve lokale populatiegrootte is).
3. **Ze moet genetische uitwisseling bevorderen om zo verspreiding van gunstige genetische varianten te vergemakkelijken.** Dit is nodig om het potentieel tot adaptatie aan veranderende (milieu)condities te vergroten. In een natuurlijke omgeving die gedomineerd

wordt door externe antropogene drukken die regelmatig veranderen (bv. pollutie, nieuwe biociden, nieuwe chemicaliën, invasieve soorten, ...) is een snelle evolutionaire respons essentieel.

5.2.3. Vergroten of verbinden?

Zowel vergroten als verbinden kan leiden tot een duurzame populatie, omdat toevalseffecten in beide gevallen tot een aanvaardbaar niveau worden herleid. De keuze tussen beide maatregelen hangt van tal van factoren die best via een kosten-batenanalyse worden vergeleken.

Als absolute minimale graad van connectiviteit, nodig om effecten van drift en inteelt te compenseren, wordt één effectieve migrant per generatie aanbevolen (Mills & Allendorf 1996). Deze minimale graad van connectiviteit geldt in het geval van een netwerk aan deelpopulaties, waarbij alle deelpopulaties even sterk met elkaar verbonden zijn (eilandmodel van migratie; Wright 1931). Wanneer er slechts met één andere deelpopulatie uitwisseling is, volstaat één effectieve migrant per generatie niet. De hoeveelheid noodzakelijke uitwisseling is dan afhankelijk van het aantal buurpopulaties waarmee uitgewisseld kan worden.

Hoewel zowel grote als kleine populaties slechts één effectieve migrant per generatie vereisen, is het relatieve effect echter verschillend: bij een effectieve populatiegrootte van $N_e = 100$ volstaat een relatief kleine of smalle verbinding waar slechts 1/100 (één procent) van de populatie per generatie gebruik van maakt. Bij een grootte van $N_e = 20$ moet per generatie 1/20 (vijf procent) van de populatie migreren om aan het minimale verbindingscriterium van één migrant per generatie te voldoen, hetgeen voor sommige soorten zeer veel is. De passeerbaarheid en dus de kwaliteit van een ecologische verbinding die twee kleine populaties met elkaar verbindt, moet dus veel groter zijn dan tussen grote populaties.

In een zeer versnipperd landschap, doorsneden langs alle kanten met harde barrières (woongebied, wegeninfrastructuur, kanalen, ...) moet dus zeer goed overwogen worden of een duurzame populatie best kan behaald worden door de lokale populatiekernen te vergroten en genoeg te nemen met minder robuuste ecologische verbindingen, dan wel deze toestand te behalen met relatief kleine populaties en zeer robuuste ecologische verbindingen. Dit zijn afwegingen die geval per geval moeten gemaakt worden.

Een metapopulatie, die bestaat uit 10 deelpopulaties met elk een $N_e > 50$ ($N_{e_metapopulatie} > 500$) en minimaal 1 effectieve migrant per generatie per deelpopulatie, is dus genetisch duurzaam volgens de gecombineerde criteria van Franklin & Frankham (1998) en Mills & Allendorf (1996). De genetische uitwisseling waarborgt het behoud van genetische diversiteit binnen deelpopulaties, terwijl de grootte van de totale metapopulatie van $N_e = 500$ het verlies aan genetische diversiteit tussen populaties door het ontstaan van nieuwe mutaties compenseert. Let wel, bij een N_e/N_e verhouding van 10/1 heb je ook tien migranten nodig om tot één effectieve migrant te komen.

Wanneer men bovenstaande 95% richtlijn gebruikt voor behoud van genetische diversiteit, kan men Formule 1 gebruiken om geval per geval, de minimale metapopulatiegrootte te bepalen, en afhankelijk van het aantal populaties en ruimtelijke configuratie, te bepalen wat de beste combinatie van lokale minimumpopulatiegrootte en ecologische verbinding is, en hoe die verbinding eruit moet zien.

5.2.4. Dispersie van organismen

Dispersie kan ruwweg in twee categorieën verdeeld worden: er is verplaatsingsgedrag geassocieerd met normale activiteiten binnen de home-range van een individu, en er is emigratiegedrag, waarbij gepoogd wordt om nieuw leefgebied te koloniseren. Verbindingen tussen populaties die korter zijn dan de homerange van de organismen zijn relatief eenvoudig te realiseren, omdat de verbinding niet moet bestaan uit hoogkwalitatief leefgebied waarbinnen ook voortplanting dient te kunnen gebeuren.

Emigratie uit een geschikt leefgebied naar onbekende oorden, verder dan de homerange van een individu, is daarentegen een zeer risicovolle onderneming voor het organisme in kwestie: het moet immers een potentieel gevaarlijke reisweg nemen, zonder garantie op succes dat er effectief geschikt habitat wordt gevonden. Naar populatiegenetische aspecten van verbondenheid is zeer occasionele lange-afstandsmigratie veel minder belangrijk dan continue diffusie van genen in een stapsteenmodel. In de simulaties (zie verder) wordt met deze lange-afstandsmigratie verder geen rekening gehouden.

Tenslotte, niet elke soort is even mobiel. Dit hangt niet enkel af van de fysieke capaciteit tot dispersie, maar ook van (evolutionair bepaald) gedrag. Er zijn soorten die in principe in staat zijn om ver te migreren maar in de praktijk extreem honkvast zijn (bv. de Huismus; Vangestel *et al.* 2011, 2012).

Wanneer het aantal migranten dat nodig is om genetische drift te compenseren groter is dan de capaciteit en de wil tot migratie is er een probleem. Dit legt een ondergrens op de minimale lokale populatiegrootte, zelfs in de aanwezigheid van robuuste ecologische verbindingen. Populatiebiologische simulaties kunnen helpen om geval per geval, rekening houdend met de lokale ruimtelijke configuratie van de te verbinden gebieden, de lokale populatiegroottes en de ecologische context van de soort, in te schatten voor welke situaties verbindingen nuttig en/of nodig zijn. De simulaties die in het kader van deze studie uitgevoerd zijn, stellen eerder de algemene condities voor waaronder we kunnen verwachten dat ecoducten nuttig zijn voor populatiegenetische processen.

5.2.5. Waarom is genetisch onderzoek wenselijk?

Bovenstaande geeft aan dat de keuzes voor vergroten of verbinden gerelateerd zijn aan de effectieve populatiegrootte en effectieve migratie, eerder dan de census populatiegrootte of het aantal migrerende individuen. Hoewel dit in de praktijk moeilijk toepasbare richtlijnen lijken voor beheer, kan men beide parameters, en vooral de verhouding tussen effectieve en census groottes, empirisch bepalen.

Effectieve migratie tussen populaties is “in real time” te meten via het gebruik van genetische studies. In het monitoringsschema (zie verder) wordt dit concreet uitgewerkt voor drie soorten. Dit laat toe om te bepalen of er al dan niet voldoende genetische uitwisseling is in een bepaalde ruimtelijke context. Hoewel dit telkens genetisch onderzoek vereist, heeft deze aanpak het voordeel dat hij objectief meetbaar is. Dit type studies laat ook toe om de weerstand van een landschapsmatrix te bepalen (bv. Garroway *et al.* 2011), en aldus in te schatten hoe veel landschappelijke weerstand toegelaten is om aan het minimale criterium van verbondenheid te voldoen, en hoe het landschap moet ingericht worden om dat criterium te halen voor die soort.

Ook voor het bepalen van de effectieve populatiegrootte N_e zijn genetische studies de meest aangewezen methode, omdat ze minder tijdrovend zijn dan demografische studies. Ook voor soorten die moeilijk kwantitatief te inventariseren zijn, geeft de effectieve populatiegrootte een relatief éénduidige en objectieve schatting van de toestand en trends van een populatie.

In vele gevallen is het zeer moeilijk om de census populatiegrootte te bepalen, bijvoorbeeld bij grote zoogdieren. De effectieve populatiegrootte is dan, in vergelijking, veel eenvoudiger te meten via genetische staalnames.

Aan het einde van dit rapport stel ik een staalnameschema weer dat gebaseerd is op zowel de simulaties als op wat we binnen een bepaald tijdsbestek kunnen verwachten van effect met huidige analysemethoden voor empirische studies.

5.3. Wetenschappelijke design van een impactstudie

Het doel van een empirische impactstudie is om na te gaan of een bepaalde maatregel even effectief is als gewenst, en om te kwantificeren hoe effectief de maatregel feitelijk is.

De ideale wetenschappelijke opzet om na te gaan of en in welke mate ecoducten nuttig zijn bestaat erin op een gerepliceerde wijze (i.e., aan de hand van meerdere onafhankelijke cases) de toestand op te volgen in de tijd. Daarbij wordt de referentietoestand vastgesteld (“before”), de toestand na de maatregel (“after”), en ook ruimtelijk op te volgen waarbij men zowel controles (geen ecoduct) opneemt (“control”) als behandelingen, in casu situaties met een ecoduct (“impact”). Dit type opzet is beter gekend als BACI; before, after, control, impact. Een uitstekend overzichtsartikel omtrent de opzet van wetenschappelijke studies rond ecoducten is weergegeven in Lesbarrères & Fahrig (2012). Dit artikel geeft duidelijke criteria waaraan een wetenschappelijke studie moet voldoen wil ze de effectiviteit van een ecoduct kunnen beoordelen, en wijst eveneens op het belang van een degelijk ontwerp van het ecoduct, met grote nadruk op de ruimtelijke inplanning ervan, en duidelijke afbakening van de doelen voor het ecoduct. Voor welke soorten is het bedoeld? Hebben die soorten er op zich nood aan (cfr supra: is verbinden of vergroten überhaupt nodig, en is verbinden de beste optie)? Is de locatie wel geschikt? Sluit ze aan bij leefgebied van de doelsoorten? Een algemeen stappenplan voor de design van een impactstudie omtrent ecoducten, grotendeels gebaseerd op Lesbarrères en Fahrig (2012) is weergegeven in tabel 26.

Tabel 25: Stappenplan voor het ontwerp van een wetenschappelijke studie naar de impact van ecoducten. Aangepast naar Lesbarrères & Fahrig (2012).

Stap	Omschrijving
1. Voor de aanleg van de weg: identificeer potentiële effecten van de aan te leggen weg op biodiversiteit in de regio.	• Identificeer soorten die een hoge kans hebben om negatief beïnvloed te worden door de aanleg van de weg, en stel hun ecologische eisen vast. • Bepaal of de weg een duurzame instandhouding van de populaties van die soorten (of de door de weg gescheiden deelpopulaties) in gevaar brengt, en of dit op regionale schaal een negatief effect heeft op biodiversiteit. Dit leidt tot een afwegingskader voor ontsnippering. • Identificeer de relevante ruimtelijke en temporele schaal waarop een impact kan verwacht worden van mitigatie door een ecoduct op deze soorten en hun populaties. Deze gegevens zijn gebaseerd op dispersiecapaciteit, migratiegedrag (<i>m</i>), dispersie-afstanden en andere vormen van ruimtegebruik.
2. Leg doelen vast voor een ecoduct	• Bepaal kwantitatieve doelen voor soorten (bv. het barrière-effect moet met X percent dalen ten opzichte van de referentiesituatie; dit kan met genetische technieken vastgesteld worden). • Leg criteria vast (lengte, breedte, habitatypes, ruimtelijke aansluiting, ...) voor de ecoducten.
3. Verzamel referentiegegevens van de doelsoorten, zowel in controlegebieden als op de toekomstige impactsite	• Bepaal het nodige aantal ecoducten om de barrière voldoende te mitigeren, en bepaal waar de plaatsing best komt. Dit is een compromis tussen zowel ecologische als maatschappelijke kosten en baten. • Leg vast welke de positieve (niet-doorsneden landschap) en de negatieve (wel een barrière, geen ecoduct) controle-sites zijn en zorg voor een goede ruimtelijke design van die controlelocaties (bv. gerandomiseerd, of in blokken). • Voer een power-analyse uit om te bepalen hoeveel replicatie (in tijd en ruimte) nodig is om een vooraf bepaalde effectgrootte van ecoducten statistisch te kunnen waarnemen. • Werk monitoringprogramma's uit voor de ecoducten en de controle-sites, en eventuele locaties op verschillende effectafstanden van de ecoducten. • Verzamel referentiegegevens van dispersie en migratie op de monitoringlocaties.
4. De feitelijke monitoring na constructie en uitvoer van de ecoducten	• Voer het monitoringprogramma uit zoals vastgelegd, op de verschillende impact en controle-locaties, en dit gedurende de periode en op temporele intervallen vereist door de power-analyse. • Waar mogelijk, laat de monitoring door een vaste ploeg uitvoeren om waarnemingsbias te voorkomen en inwerkingstijd te minimaliseren.
5. Analyseer de data en koppel terug	• Analyseer de gegevens in functie van de vooropgestelde doelen (stap 2) en trek daaruit conclusies. Het ecoduct resorteert deels zijn doel (verhogen van de connectiviteit) wanneer er meer passages zijn over het ecoduct dan over de controle-sites waar geen ecoduct werd geplaatst. Vervolgens moet worden nagegaan of deze verhoging een voldoende graad van connectiviteit levert. Een ecoduct is volledig succesvol wanneer er geen verschil wordt waargenomen met de positieve controle-locaties (geen barrière). • Koppel de resultaten terug met de financierders van de studie, agentschappen bevoegd voor wegenwerken, stakeholders en wetenschappers. • Publiceer het onderzoek in peer-reviewed wetenschappelijke tijdschriften met toegang tot een zo groot mogelijk publiek. Wanneer de mitigatie van de barrièrewerking onvoldoende blijkt, begin dan opnieuw op basis van nieuwe wetenschappelijke inzichten en leer uit je fouten en die van anderen.

De BACI opzet, idealiter herhaald in de ruimte over meerdere ecoducten (anders is er geen replicatie van de impact) is nodig om causaliteit van ruis en toeval te onderscheiden. Een BACI opzet kan aldus

toelaten om harde wetenschappelijk gegevens te genereren waarmee uitspraken kunnen worden gedaan omtrent de efficiëntie van ecoducten als passages voor biodiversiteit in het algemeen of voor welbepaalde soorten in een gefragmenteerd landschap.

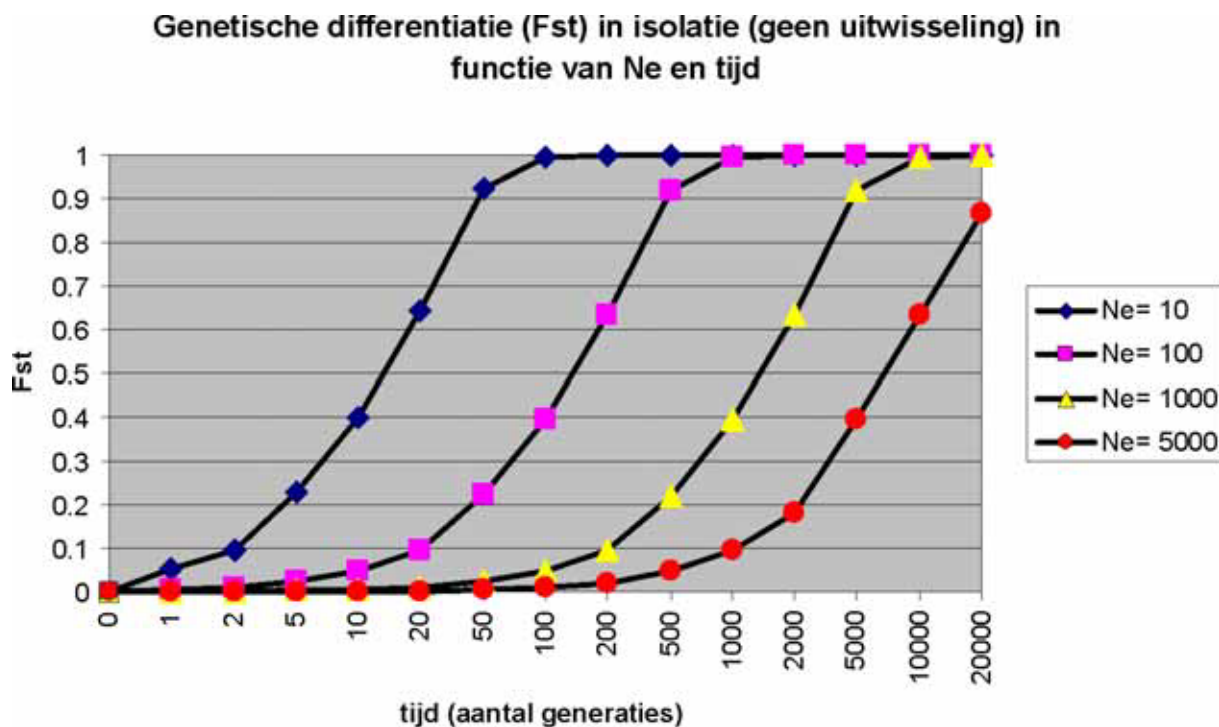
Om het huidige effect van een barrière te meten, is de genetische structuur in zowel positieve als in negatieve controlevergelijkingen een essentieel referentiekader. Indien de barrière reeds belangrijk is, verwacht men een sterker genetisch verschil tussen populaties aan weerskanten dan tussen populaties van dezelfde zijde van de barrière. Anderzijds is het ook mogelijk dat een bestaande antropogene barrière geen waarneembare verandering van genetische structuur met zich meebrengt. Dit kan meerdere oorzaken hebben.

a) Wanneer de effectieve populatiegrootte aan weerszijden van de barrière zeer groot is, is de tijd nodig om een significante genetische structuur te vinden die veroorzaakt wordt door een gebrek aan genetische uitwisseling zeer lang (in feite te wijten aan een opsplitsing van één populatie in twee half zo grote gescheiden populaties). Op korte termijn zal een barrière een zo kleine verhoging van de genetische drift met zich meebrengen, dat ze slechts waarneembaar en significant is mits een zeer intensieve staalname en een genetische analyse met zeer veel onafhankelijke merkers.

b) Wanneer de barrière poreus is, en er nog steeds voldoende uitwisseling is die de hoeveelheid genetische drift compenseert.

Opmerking: met 'sterke genetische structuur' wordt bedoeld dat er grote genetische verschillen zijn. Dit kan zijn tussen populaties binnen groepen en kan zijn tussen groepen. Hier wordt bedoeld tussen de groepen.

Een ecoduct kan aldus een positieve, neutrale alsook een negatieve invloed uitoefenen op de genetische verbondenheid van populaties. a) Een positief effect wordt verwacht wanneer het ecoduct effectieve migratie (genmigratie) stimuleert, en er meer genetische diversiteit wordt uitgewisseld dan er in elke deelpopulatie tot dan toe verloren ging door genetische drift. Het migratie-driftevenwicht verplaatst zich naar een nieuwe toestand, met meer migratie en minder drift, en een verlaging van de genetische differentiatie tot gevolg in vergelijking met de initiële toestand. b) Een neutraal waargenomen effect is mogelijk wanneer de barrière nog geen merkbare verschuiving in het initiële migratie-driftevenwicht heeft veroorzaakt, bv. als gevolg van grote N_e aan weerskanten. Bijvoorbeeld bij een $N_e > 1000$, zoals kan verwacht worden bij kleine insecten, verklaart de barrière na 100 generaties van isolement nog steeds minder dan vijf procent van de genetische variatie in de populaties, daar waar de verwachte waarde bij migratie-drift equilibrium gelijk is aan 100% (figuur 63). Merk op dat bij deze N_e een ecologische verbinding niet essentieel is. c) Een negatief effect kan zich voordoen wanneer een poreuze barrière volledig wordt afgesloten op een nauwe ecologische corridor na. Dit kan zich voordoen wanneer een rasterwerk wordt gebruikt dat de passage van een autoweg verhindert, om zodoende de dieren gecontroleerd te geleiden naar het ecoduct, dat weliswaar een verkeersveilige passage garandeert, maar potentieel resulteert in minder genetische uitwisseling dan in de oorspronkelijke, poreuze maar ook verkeersonveilige, situatie.



Figuur 64: Genetische differentiatie bij volledige isolatie tussen populaties in functie van de tijd bij verschillende effectieve populatiegroottes. Genetische differentiatie neemt toe bij isolatie als gevolg van genetische drift. Hoe groter de populatie, hoe trager genetische drift werkt. In realiteit wordt tussen compleet geïsoleerde populaties van seksuele soorten een F_{st} groter dan 0.4 zelden waargenomen, mogelijk omdat bij zulke hoge waarden de genetische diversiteit zodanig laag is dat dit een negatieve weerslag heeft op de leefbaarheid van populaties.

5.4. Simulaties

5.4.1. Nut van simulaties

Om de effecten van een ecoduct op de genetische structuur van populaties in te schatten vormen simulaties een zeer krachtig hulpmiddel. Simulaties kan men best beschouwen als een uitgebreide denkoefening over het zuivere effect van één of enkele parameters op een theoretische ideale situatie.

Populatiegenetische processen leiden tot patronen die zich snel of traag kunnen stabiliseren (i.e., een evenwicht bereiken), en de tijd die nodig is om in een evenwichtssituatie te komen, is afhankelijk van de populatiegrootte en de hoeveelheid genmigratie. Hoe kleiner de populaties en/of hoe meer migratie er is, hoe sneller het evenwicht wordt bereikt. Er zijn rekenkundige formules die toelaten om te bepalen hoe snel dit wordt bereikt, en wat de evenwichtssituatie is, maar die zijn feitelijk opgesteld voor het zogenaamde eilandmodel van migratie (Wright 1931), waarbij elke populatie een even grote kans heeft tot uitwisseling met eender welke andere populatie. Met andere woorden, dit model gaat uit van een afwezigheid van ruimtelijke structuur in de verdeling van allelen. In realiteit wisselt een populatie meest van al genetisch materiaal uit met de dichtstbijzijnde burens, waardoor genmigratie leidt tot expliciete ruimtelijke patronen in de verdeling van genetisch materiaal. In het geval van isolatie tussen gebieden die doorsneden worden door een harde fysische barrière (zoals een autoweg), is het essentieel om een idee te krijgen van wat de temporele en ruimtelijke effecten zijn van een ecologische verbinding als een ecoduct. Simulaties zijn daarbij handige hulpmiddelen.

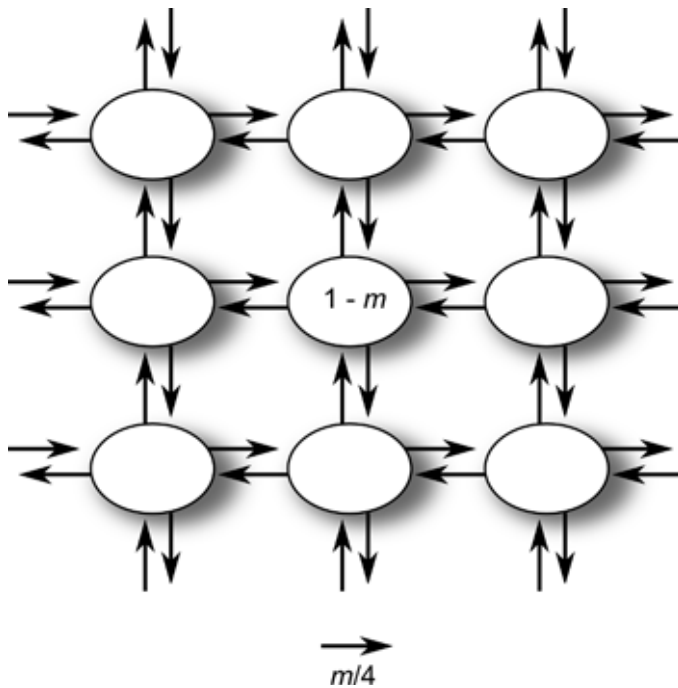
Hier test ik aan de hand van gesimuleerde data welke effecten een ecologische verbinding, die model staat voor een ecoduct, heeft op de genetische structuur van de populaties aan weerskanten van de barrière. De genetische structuur wordt telkens vergeleken met de structuur die er zou zijn onder identieke condities maar dan zonder enige barrière (positieve controle), en onder identieke condities maar dan zonder enige verbinding (negatieve controle). Zulke simulaties kunnen ons helpen om beter in te schatten welke resultaten we kunnen verwachten van ecoducten, zowel in de ruimte (effectafstanden) als in de tijd (hoe lang duurt het totdat we een effect kunnen verwachten en waarnemen).

Het nadeel van simulaties is dat ze een grove vereenvoudiging van de werkelijkheid zijn, maar het voordeel is dat je feitelijk experimenten kan uitvoeren in een virtuele omgeving waarbij je de omgeving in alle experimentele behandelingen constant houdt op één variabele na. Je kan ook een groot aantal populaties monitoren en op lange termijn, en dit bovendien repliceren zoveel als je wil. Hierdoor is het mogelijk om een fundamenteel inzicht in de efficiëntie van ecologische verbindingen in het algemeen te verkrijgen. De parameters van de simulaties zijn zodanig gekozen dat ze in de positieve controle leiden tot realistische resultaten van populatiegenetische structuur, zoals we die ook waarnemen in empirische studies.

5.4.2. Opzet van de simulaties

De simulaties werden uitgevoerd met de software Marlin (Meirmans 2011), een front-end applicatie voor de command-line simulatie-omgeving quantiNEMO (Neuenschwander *et al.* 2008), maar beperkt tot neutrale merkers en met een veel uitgebreidere grafische interface.

Er werden metapopulaties gesimuleerd bestaande uit een raster van 10 x 11 cellen, waarbij elke cel een draagkracht heeft van $N_e = 10$. Elke cel is enkel verbonden met cellen die een raakvlak delen, en elke cel kan dus een bepaalde hoeveelheid migranten ($N_e m$) per generatie uitwisselen met buurcellen. Een migrant kan geen cel overslaan. Dit is het zogenaamde tweedimensionele stapsteenmodel van migratie (Kimura 1953; Figuur 64), dat het meest overeenkomt met het proces van migratie in een continu maar versnipperd landschap. Hier wordt gewerkt met de effectieve populatiegrootte (en effectieve migratie), die in werkelijkheid doorgaans 10 x kleiner is dan de reële populatiegrootte (en aantal migranten). Een populatie met een $N_e = 10$ zal in werkelijkheid eerder bestaan uit c. 100 volwassen individuen. In het populatiemodel bereikt de cel telkens de theoretische draagkracht vanaf dat ze bezet is, plus een aantal migranten die binnenkomen of minus emigranten die vertrokken zijn. Er zijn dus geen toevallige populatiefluctuaties te wijten aan de groeicapaciteit. Migrant die terecht komen in een cel met een capaciteit van nul (buiten de metapopulatie of in de lege cellen die de barrière voorstellen) sterven. De totale metapopulatiegrootte is dus telkens circa 1000 individuen.



Figuur 65: Migratie via een stapsteenmodel. Per generatie migreert een fractie m uit een populatie naar een naburige populatie. De fractie $1-m$ blijft ter plaatse. Elke populatie heeft vier buurpopulaties, en ontvangt aldus gemiddeld genomen een fractie $m/4$ van elke buurpopulatie. Aangepast naar fig. 4.12 uit Hamilton (2009).

In elke cel krijgt elk individu bij het begin van de simulaties een willekeurig genotype toegewezen op 50 loci met twee allelen per locus. Elke generatie veranderen de allelenfrequenties door genetische drift, genmigratie of mutatie. In vergelijking met genmigratie is de mutatie een verwaarloosbare factor, maar omdat de simulaties zeer lang lopen (1000 generaties) is de hoeveelheid mutatie zodanig ingesteld dat in onze eindige metapopulatie ($N_e \approx 1000$) de hoeveelheid genetische drift gecompenseerd wordt door mutatie (0.0005 mutaties per individu, locus en generatie), en de genetische diversiteit op zich voor de gehele metapopulatie constant blijft. De resultaten in de vorige generatie beïnvloeden uiteraard wat er kan gebeuren in de volgende generatie enzovoort (Monte-Carlo Chain Method simulaties). In de resultaten geven we weer hoe de genetische structuur is na 20, 100 en 1000 generaties. Hoewel 1000 generaties extreem lang is, geeft dit een beeld van wat het resultaat zou zijn in compleet migratie-drift equilibrium, en wat het uiteindelijke theoretisch mogelijke effect van een maatregel is. Naarmate de deelpopulaties en de totale populatie kleiner is, en de migratie groter is, duurt het minder lang om tot equilibrium te komen. De termijn van 20 generaties (voor organismen met een gemiddelde generatietijd van 5 jaar stelt dit nog altijd 100 jaar voor) stelt voor wat we binnen de levensduur van een ecologische verbinding als een ecoduct (100 jaar?) mogen verwachten als effect. Omdat de deelpopulaties zelf klein ($N_e = 10$) zijn en relatief veel migratie kennen ($m = 0.16$) zouden deze populaties in een eilandmodel al na 14 generaties in migratie-drifteenwicht moeten zijn. Na twintig generaties zouden naburige populaties, ook in een stapsteenmodel, zich ten opzichte van elkaar nagenoeg in migratie-drifteenwicht moeten bevinden. Voor elk scenario voeren we 10 replicaties uit die met een andere toevallige set genotypes beginnen. Replicatie laat ons toe om een gemiddelde en standaarddeviatie te bepalen op de waarden die ons interesseren, en om statistisch te testen of de resultaten significant verschillen tussen de scenario's.

Drie scenario's worden telkens gecontrasteerd met elkaar: een compleet verbonden metapopulatie (zonder barrières, de positieve controle genaamd CONT), een metapopulatie met één lineaire barrière die geen enkele uitwisseling toelaat ("autoweg", de negatieve controle genaamd BARR). In deze situatie ontbreekt de middelste rij cellen volledig. De derde situatie is identiek aan de vorige, behalve dat er één cel is die het zuidelijke deel verbindt met het noordelijke deel van de metapopulatie. Dit simuleert de aanwezigheid van een ecoduct dat op één plaats de barrière opheft (genaamd PASS).

Ik test telkens of er een verschil is tussen de drie scenario's en tussen de scenario's onderling voor de genetische differentiatie tussen de twee groepen als geheel (F_{ct}), op de differentiatie binnen groepen (F_{sc}), en paarsgewijs tussen deelpopulaties die op verschillende afstanden van het ecoduct gelegen zijn (D_{Jost}). De afstanden die ik beschouw zijn 1 cel verwijderd van het ecoduct (of de cel die

overeenkomt met die positie in de overige scenarios), vervolgens 3, 5 en 7 cellen verwijderd van het ecoduct (figuur 65).

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Noord
11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	
21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	
41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	
51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	
61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	Zuid
71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	
81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	
91	92	93	94	95	96	97	98	99	100	
101	102	103	104	105	106	107	108	109	110	

Figuur 66: Voorstelling van de gesimuleerde metapopulaties en aanduiding van de bemonsterde cellen in kleur. Nummers in de vakjes geven het nummer weer van elke deelpopulatie. De middelste rij (cellen 51-60) is ononderbroken in het scenario CONT (geen barrière), en is leeg bij scenario BARR (geen verbinding). In scenario PASS is de metapopulatie Noord enkel via cel 56 verbonden met metapopulatie Zuid (ecoduct). Vier effectafstanden van het ecoduct worden in rekening gebracht, zijnde 1 cel verwijderd van het ecoduct (geel), 3 cellen (oranje), 5 cellen (rood) en 7 cellen (paars). Tussen cellen met dezelfde kleur wordt telkens een paarsgewijze vergelijking gedaan van de genetische differentiatie zonder barrière, met barrière en met ecoduct. Voorts wordt getest of de genetische differentiatie tussen en binnen metapopulaties Noord en Zuid significant verschilt van elkaar naargelang het scenario. Tezamen geven deze analyses weer welk heil men wel en niet kan verwachten van ecoducten in het algemeen, onder ecologisch realistische condities van populatiegrootte en migratie.

Binnen een cel vertonen alle individuen random mating. Individuen kunnen naar een aangrenzende cel migreren, en de probabieliteit dat een individu dat effectief doet (m) is voor deze simulaties vastgelegd op 0.16. Per generatie ontvangt elke cel dus gemiddeld 1.6 migranten, en ongeveer één op zes individuen migreert per generatie naar een naburige cel en plant zich daar voort (en verspreidt er zijn genen). Wanneer de fractie migranten m gelijk is aan 0.16, is de globale genetische differentiatie in onze gesimuleerde metapopulaties $F_{st} \approx 0.25$ en de paarsgewijze differentiatie tussen aangrenzende cellen $F_{st} \approx 0.05 - 0.010$. Dit komt overeen met empirische gegevens voor Ree (*Capreolus capreolus*; Linnell *et al.* 1998; Coulon *et al.* 2004; Breyne *et al.*, ingediend), voor amfibieën als de Poelkikker (*Pelophylax lessonae*; Mergeay *et al.*, ongepubliceerde data), Alpenwatersalamander (*Ichtyosaura alpestris*; Beyen *et al.* ongepubliceerde data), Kamsalamander (*Triturus cristatus*; Schön *et al.* 2011; Breyne *et al.* ongepubliceerde data), Bramensprinkhaan (*Pholoptera griseoptera*; Breyne *et al.* ongepubliceerde data) en Ruigtewolfspin (*Pardosa agricola*; Lambeets *et al.* 2010). Merk op dat bij de kleinere soorten de populaties ook veel dichter bij elkaar liggen, maar dat ook de dispersie-afstanden veel kleiner zijn.

De grootte van een cel in de simulatie kan men beschouwen als de gemiddelde dispersie-afstand per generatie voor een bepaalde soort. Een uitgebreide meta-analyse van dispersie-gegevens van een groot aantal zoogdieren geeft aan dat dispersie-afstand in grote mate gerelateerd is aan lichaamsgrootte (Sutherland *et al.* 2002). Grote soorten hebben een groter ruimtegebruik (de populaties zijn minder dens per oppervlakte-eenheid) en moeten dus ook verder kunnen disperseren dan kleinere soorten.

Voor een middelgroot zoogdier als Ree blijkt dat in een versnipperd landschap de dispersie-afstand zelden groter is dan 2-5 km (Linnell *et al.* 1998; Coulon *et al.* 2004). Ook uit eigen onderzoek blijkt dat de spatiële autocorrelatie tussen Vlaamse populaties niet significant verschilt van nul (d.w.z., er is geen waarneembaar effect van dispersie) op populaties verder dan 15 km van elkaar verwijderd. In de simulaties met bovenstaande settings is ook de spatiële autocorrelatie tussen cellen verder dan 3 stappen van elkaar verwijderd niet meer verschillend van nul tot negatief. Voor een soort als ree kan men dus grosso-modo concluderen dat, wanneer een positieve autocorrelatie in een stapsteenmodel over 3 cellen waarneembaar is bij $m = 0.16$ en $N_e = 10$, en dit overeenkomt met een afstand van 15 km, de dimensie van een vierkante cel circa 5 km bedraagt wanneer men de resultaten van de simulaties ruimtelijk wil projecteren op een soort als het ree. Dit vertaalt zich ook als zijnde *16% van de individuen disperseert verder dan 5 km van zijn geboorteplaats*. Dit geeft louter een indicatie van de schaal waarop deze simulatie voor ree betrekking heeft. De beschouwde gesimuleerde metapopulatie van c. 10x10 cellen strekt zich dan ongeveer uit over een oppervlakte die overeenkomt met de grootte van de provincie Antwerpen (~ 2500 km²).

Voor soorten met een kleiner dispersievermogen (bv. circa 500 - 1000 m voor amfibieën als Alpenwatersalamander, hier vereenvoudigd tot 700 m; Nöllert & Nöllert 2001) kan men stellen dat de totale metapopulatie zich uitstrekt over een gebied van circa 49 km², en waarbij de grootste geteste effectafstand (populatie tot ecoduct) 5 km bedraagt. We testen aldus of populaties die stapsteen-gewijs een diffusie van hun genen kennen in de ruimte al of niet een positief effect ondervinden van de aanwezigheid van het ecoduct. Voor deze soort kan men zich voorstellen dat er zich in het landschap elke 700 m een voortplantingspoel (of een cluster van poelen) bevindt, met 100 salamanders per poel of cluster (overeenkomend met een $N_e = 10$). Zestien procent van de individuen geboren in een bepaalde cel planten zich dan volgens onze simulatie voort in een poel van een naburige cel.

Voor soorten met een nog kleiner dispersievermogen (circa 100 m, de lengte van het ecoduct), zoals bepaalde vleugelloze loopkevers of sprinkhanen (bv. Bramensprinkhaan) geven de analyses van de simulaties een beeld van het te verwachten effect van een ecoduct op effectafstanden tot circa 700 m van het ecoduct, en is de totale beschouwde oppervlakte van de gesimuleerde metapopulatie c. 1 km².

5.4.3. Statistische verwerking van de gesimuleerde gegevens

Elke simulatie in Marlin geeft op gezette tijdsintervallen een complete output van de genotypes van alle individuen van de metapopulatie, en per deelpopulatie. Deze data werden geïmporteerd in de software Genodive (Meirmans & Van Tienderen 2004). Op elke dataset werden de volgende analyses uitgevoerd:

- 1) Analyse van Moleculaire Variantie (AMOVA), waarbij de genetische differentiatie, gemeten als de fixatie-index F , werd bepaald tussen de clusters Noord en Zuid (F_{ct}) en de gemiddelde fixatie-index binnen elke cluster (F_{sc}). Deze twee statistieken geven een beeld van het effect van het ecoduct op de twee deelgebieden als geheel en op de genetische structuur tussen populaties in elk deelgebied.
- 2) Paarsgewijze genetische differentiatie tussen alle populaties, gemeten als D_{jost} . Dit is een gestandaardiseerde maat van genetische differentiatie die varieert van nul tot één (Jost 2008). Voor verdere analyses werden telkens vier paarsgewijze differentiatiewaardes weerhouden, die verschillende effectafstanden weergeven (zie figuur 65).

Per scenario (CONT, BARR, PASS) geeft dit dus als output 10 datasets met zes datapunten per dataset: vier paarsgewijze differentiatiewaarden op verschillende afstanden van het ecoduct, twee algemene differentiatiewaarden. Boxplots met aanduiding van mediaan, interkwartielafstanden en uitersten geven de data per groep en per meting vereenvoudigd weer (figuren 66-68).

Verschillen tussen de drie scenario's werden geanalyseerd aan de hand van parametrische variantie-analyse (ANOVA) en Tukey's HSD test in de software-omgeving R v. 2.15.0 (The R Foundation for Statistical Computing 2012). Enkel wanneer de ANOVA een significant verschil gaf tussen de drie groepen, werd een Tukey's HSD test uitgevoerd om na te gaan welke paarsgewijze vergelijkingen significant verschillend waren. Alle post-hoc testen werden beschouwd als éénzijdig, namelijk met de onderliggende hypothese dat differentiatie stijgt van CONT over PASS naar BARR.

Een ecoduct kan als zeer efficiënt beschouwd worden als de paarsgewijze vergelijking tussen CONT en PASS niet significant is en die tussen PASS en BARR wel significant is. Een ecoduct kan als efficiënt beschouwd worden (voor een bepaalde effectafstand of andere test) wanneer beide paarsgewijze analyses significant zijn en de PASS een intermediaire genetische differentiatie geeft tussen BARR (hoogst) en CONT (laagst). Een ecoduct kan als niet-efficiënt beschouwd worden wanneer de vergelijking BARR-PASS niet significant is en de vergelijkingen PASS-CONT en BARR-CONT wel significant zijn. Wanneer er tussen de drie groepen geen significant verschil is na een bepaald aantal generaties, betekent dit dat genetische drift nog niet voldoende sterk is geweest na X aantal generaties om een effect waar te kunnen nemen.

Nagenoeg alle data voldeden aan normaliteit (Shapiro-Wilk's normaliteitstest) en homoscedasticiteit (Bartlett test van homogeniteit van varianties). In het enkele geval dat dit niet zo was, werd een kruskal-Wallis niet-parametrische ANOVA uitgevoerd, en gevolgd door een Mann-Whitney test waarbij het significantieniveau werd gecorrigeerd voor drievoudig testen.

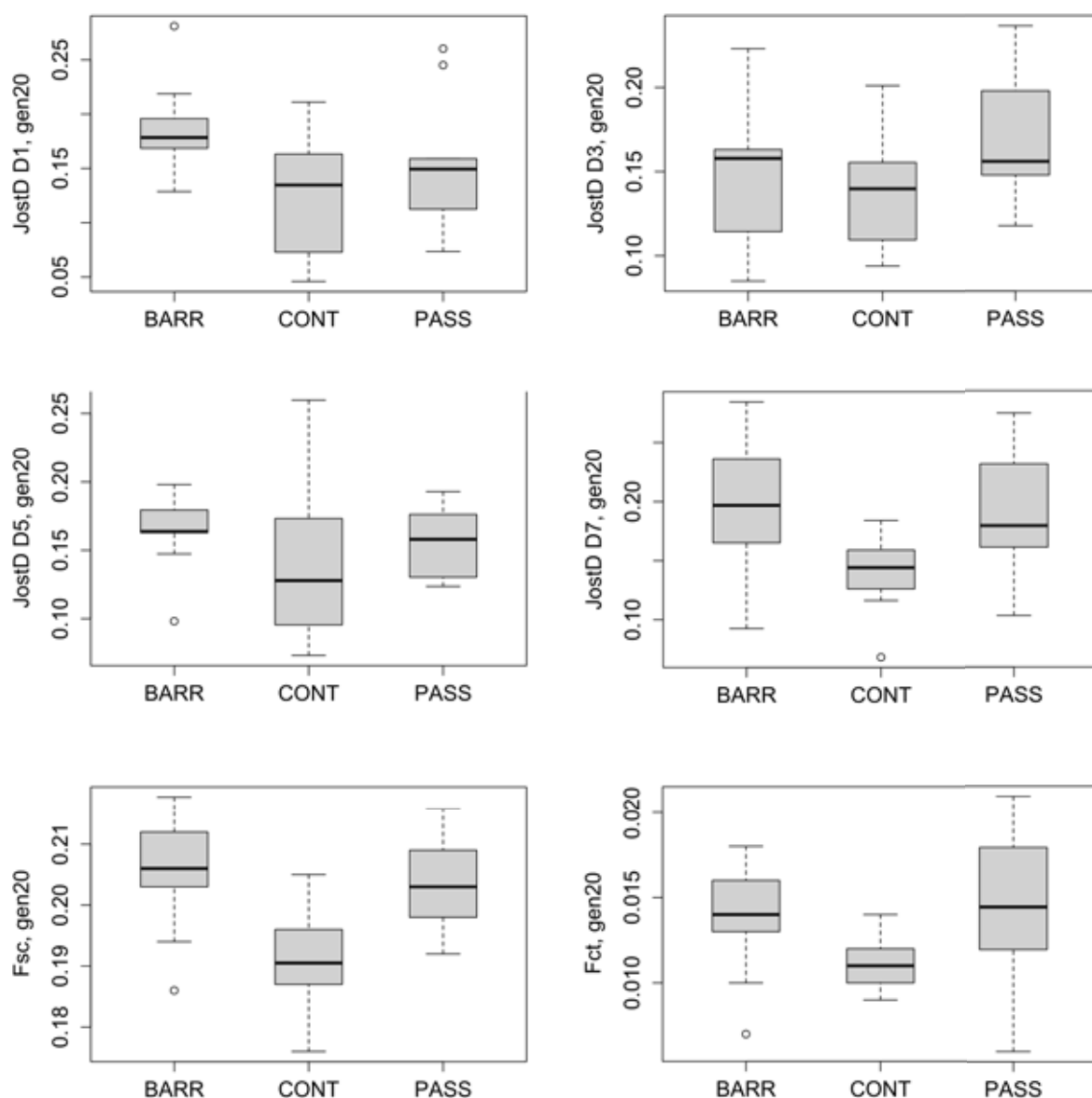
5.4.4. Resultaten van de simulaties

Figuren 66, 67 en 68 geven een grafisch overzicht van de verschillen in genetische differentiatie tussen de verschillende scenario's na 20, 100 en 1000 generaties, aan de hand van boxplots. Tabel 26 geeft een samenvatting van de resultaten van de statistische vergelijking van de verschillen in genetische differentiatie tussen de drie scenario's.

Tabel 26: Samenvatting van de statistische significantieniveaus voor alle ANOVA en paarsgewijze post-hoc testen. In grijs zijn de niet-parametrische testresultaten weergegeven, in geval niet voldaan was aan de assumpties van normaliteit en/of homoscedasticiteit. De daaruit volgende paarsgewijze testen waren ook niet-parametrisch. Een verschil wordt als significant beschouwd wanneer $p < 0.05$. Marginaal significante ANOVA werden wel weerhouden voor een post-hoc test ($p < 0.075$). GEN geeft aan na hoeveel generaties in de simulaties de meting werd uitgevoerd. D1 tot D7 hebben betrekking op de effectafstanden (afstand in populatiecellen tot het ecoduct of de respectievelijke positie in de scenario's zonder ecoduct; Figuur 65). F_{sc} heeft betrekking op de differentiatie tussen populaties binnen elke groep, F_{ct} op de differentiatie tussen groepen (Noord en Zuid). Waarden in groen geven weer dat er een statistisch significant positief effect is van de ecologische verbinding ($BARR > PASS \geq CONT$, $p \leq 0.05$). Waarden in rood geven aan dat er geen aantoonbaar verschil is tussen een volledige barrière (BARR) en een ecologische verbinding (PASS) daar waar er wel een verschil was tussen een continu landschap (CONT) en de andere scenario's. Deze samenvatting geeft aan dat een continue barrière voor dispersie die door één cel onderbroken wordt (en zorgt voor een ecologische verbinding tussen Noord en Zuid) enkel een waarneembaar positief effect heeft op de populaties aanpalend aan de ecologische verbinding.

ANOVA	D1	D3	D5	D7	Fsc	Fct
GEN20	0.0717	0.264	0.3544	0.0579	0.1070	0.05352
GEN100	0.00000638	0.125	0.754	0.0466	0.0000023	0.0000171
GEN1000	0.00000020	0.00588	0.00816	0.00157	0.0005540	0.0000412
Post-hoc						
Paarsgewijs effect						
GEN20						
CONT-BARR	0.029378	NVT	NVT	0.034491	NVT	0.05925
PASS-BARR	0.3650977	NVT	NVT	0.9423578	NVT	0.9109832
PASS-CONT	0.5687712	NVT	NVT	0.065958	NVT	0.06593
GEN100						
CONT-BARR	0.0000047	NVT	NVT	0.8226098	0.000013	0.0002222
PASS-BARR	0.0012469	NVT	NVT	0.1541519	0.9996178	0.7644732
PASS-CONT	0.053654	NVT	NVT	0.0466658	0.000012	0.0000342
GEN1000						
CONT-BARR	0.0000001	0.0068792	0.031632	0.0117858	0.0018843	0.00000001
PASS-BARR	0.0009941	0.8003551	0.6274742	0.7563701	0.9971084	0.1574832
PASS-CONT	0.004565	0.0312947	0.0075012	0.001959	0.0015615	0.00000001

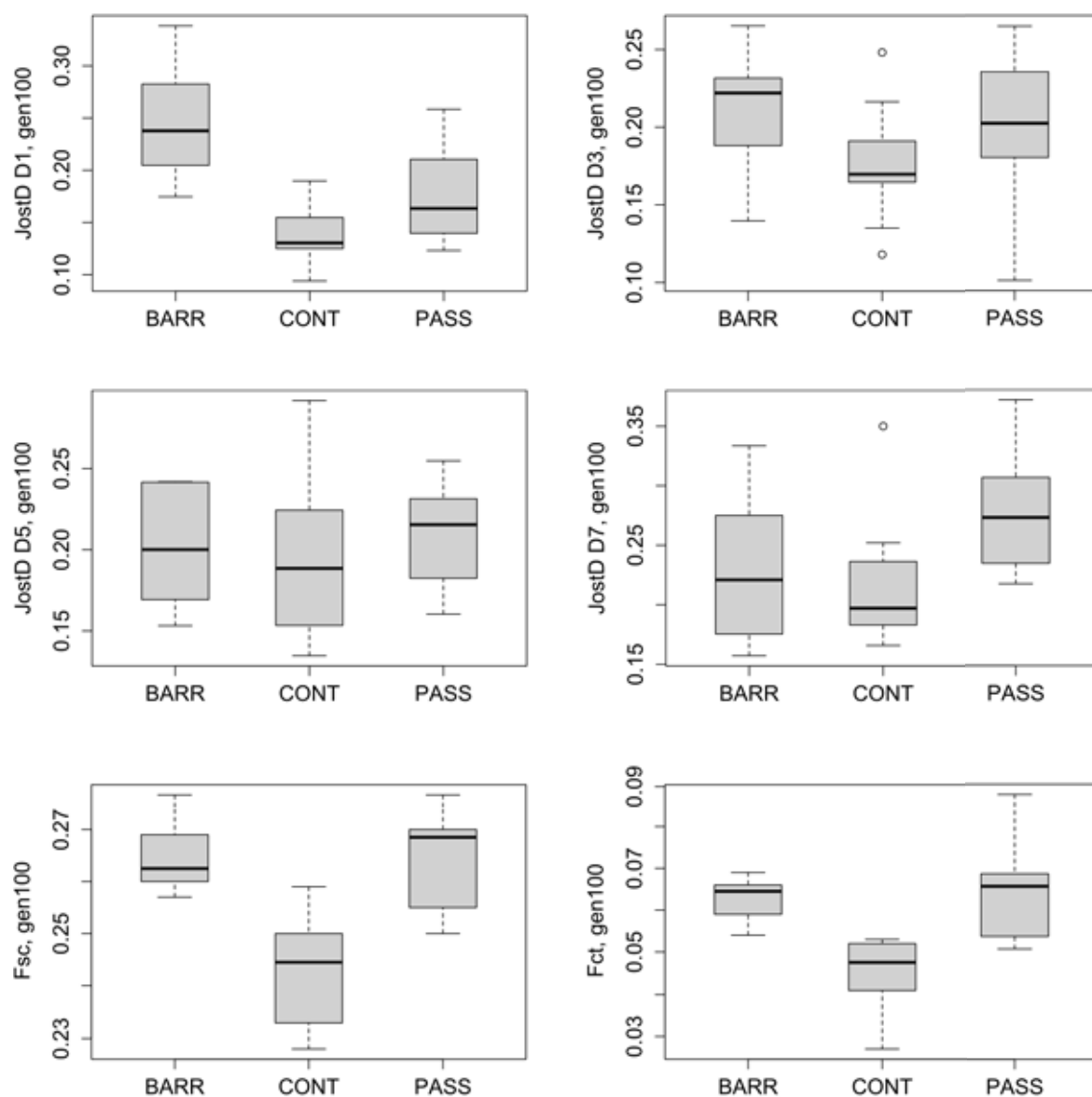
Na 20 generaties geeft geen enkele test een significant resultaat dat wijst op een positieve invloed van een ecologische verbinding (PASS), hoewel op de kleinste effectafstand er een trend is naar een positief effect (Tabel 26). Waarschijnlijk zou dit wel een significant signaal kunnen geven mits meer replicatie. In alle vergelijkingen geeft het scenario CONT een lagere gemiddelde genetische differentiatie dan scenario BARR en dan scenario PASS (exact test $p = 0.03125$ in beide gevallen) hetgeen aangeeft dat er toch reeds een algemeen effect waar te nemen is van de barrière na 20 generaties. Een ecologische verbinding geeft echter nog geen aantoonbaar positief effect met de gebruikte methodes. Een multivariate analyse met bijvoorbeeld redundantie-analyse (RDA), die gebruik maakt van alle informatie uit de simulaties eerder dan enkele paarsgewijze vergelijkingen, kan mogelijk meer opleveren.



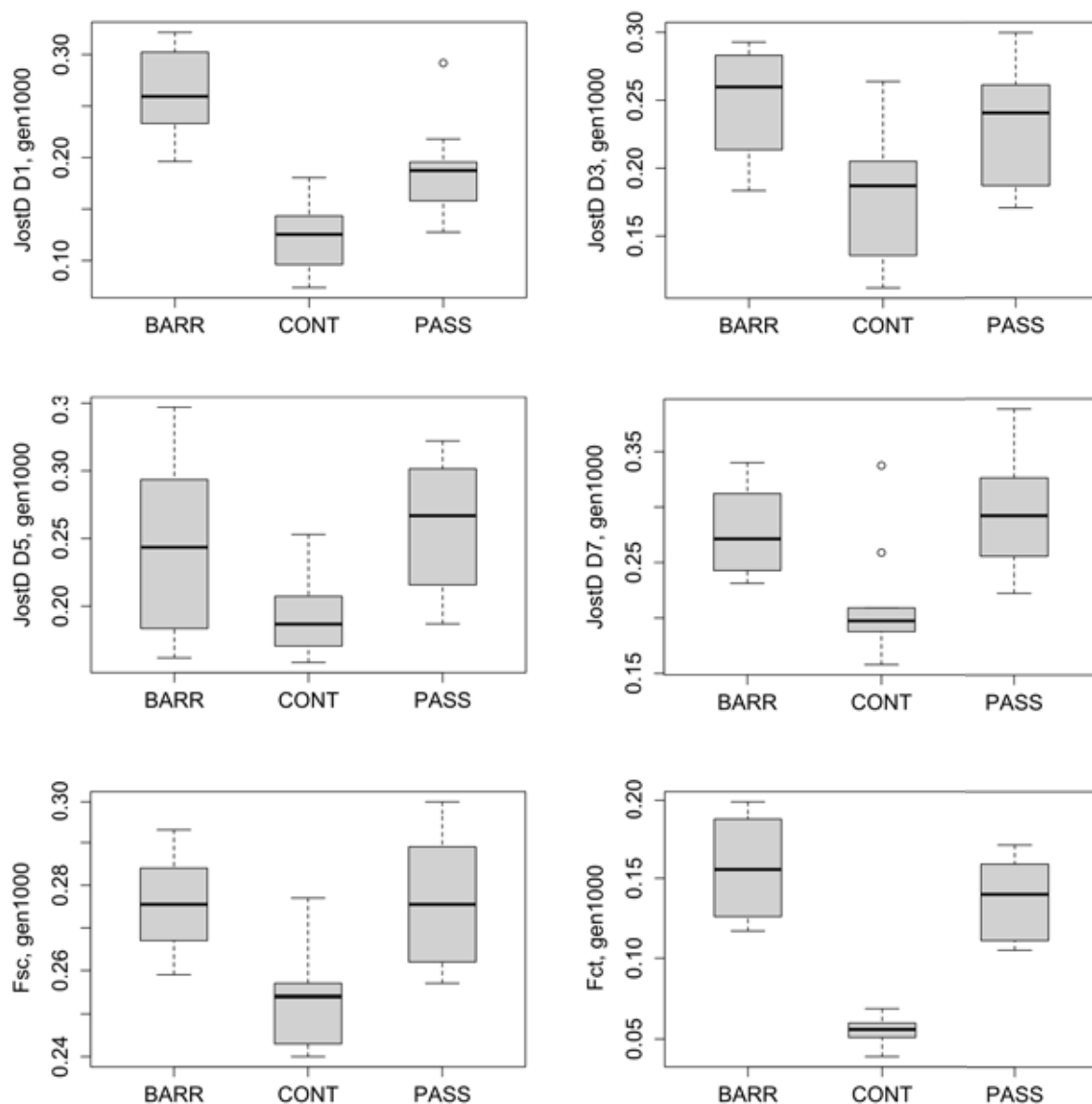
Figuur 67: Boxplots van paarsgewijze genetische differentiatie (Jost's D) na 20 generaties op effectafstanden 1, 3, 5 en 7 van de ecologische verbinding tussen gebieden Noord en Zuid van de barrière (PASS), of op de respectievelijke afstanden van dezelfde cel in de simulaties zonder verbinding (BARR) of in de simulaties zonder enige barrière (CONT), of van de genetische differentiatie binnen deelgebieden Noord en Zuid (F_{sc}) of van de genetische differentiatie tussen deelgebieden Noord en Zuid (F_{ct}). Boxplots geven (van onder naar boven) het minimum, het eerste kwartiel (onderrand box), de mediaan (zwarte lijn), het derde kwartiel (bovenrand box) en het maximum weer. Witte cirkeltjes geven uitschieters weer die buiten 1.5 maal de interkwartielafstand vallen.

Na 100 generaties is er een duidelijk effect van een ecologische verbinding (PASS) op de kleinste effectafstand, in de cellen aangrenzend aan de verbinding. Daar is het verschil sterk significant tussen PASS en BARR, en is het verschil niet significant tussen PASS en CONT. Hier kan men dus concluderen dat er een duidelijk positief effect is van de verbinding. Op grotere effectafstanden is er echter geen waarneembaar effect van een ecologische verbinding. Ook naar de genetische differentiatie tussen populaties binnen elke groep, en naar de genetische differentiatie tussen groepen is er geen significant verschil waar te nemen tussen de scenario's PASS en BARR, terwijl er duidelijke verschillen zijn met CONT. Na 1000 generaties blijven deze patronen overeind, zij het dat er op de kleinste effectafstand ook een significant verschil is tussen CONT en PASS. De genetische differentiatie in PASS op de kleinste effectafstand is intermediair tussen BARR en CONT (Figuur 68).

Dit betekent dat uiteindelijk ook de ecologische verbinding op de aangrenzende cellen aan de verbinding minder efficiënt is dan een continue verbinding.



Figuur 68: Boxplots van genetische differentiatie (Jost's D) na 100 generaties voor drie scenario's van verbondenheid. Zie figuur 66 voor de legende.



Figuur 69: Boxplots van genetische differentiatie (Jost's D) na 1000 generaties voor drie scenario's van verbondenheid. Zie figuur 66 voor de legende.

5.4.5. Bespreking van de analyse van de simulaties

De resultaten van de simulaties geven duidelijk aan dat onder de gesimuleerde combinatie van populatiegroottes en migratie, een harde barrière reeds na relatief korte tijd (20 generaties) een waarneembaar effect heeft op de genetische structuur van populaties (cfr. exact test). Krachtigere, multivariate data-analysesmethoden die gebruik maken van alle cellen in de populatie zijn waarschijnlijk in staat om reeds op kortere termijn effecten te vinden van barrièrewerking. Dit was echter niet mogelijk binnen het bestek van deze opdracht. Empirische studies tonen aan dat effecten van ecologische barrières reeds na enkele generaties zichtbaar kunnen worden (Frantz *et al.* 2012; Geeraerts & Mergeay, 2012).

De aanwezigheid van een ecologische verbinding leidde enkel tot een positief effect op de kleinste waargenomen effectafstand, namelijk voor de gesimuleerde populaties die onmiddellijk in contact stonden met de ecologische verbinding, ook na 1000 generaties. Ook voor de genetische structuur op schaal van de deelgroepen Noord en Zuid, die de gebieden aan weerskanten van de barrière

voorstellen, was er geen meetbaar effect van de ecologische verbinding. De genetische structuur tussen groepen Noord en Zuid met of zonder ecologische verbinding (F_{st} tussen BARR en PASS) was niet te onderscheiden, ook niet na 1000 generaties.

Deze resultaten geven aan dat het te verwachten effect van een ecoduct in de ruimte, relatief tot de dispersiecapaciteit van de doelsoorten, eerder beperkt is. Wanneer men dit projecteert op concrete organismen met verschillende grootte, ruimtegebruik en dispersiecapaciteit, kan men stellen dat een ecoduct voor een groot zoogdier als de Wolf (*Canis lupus*), en gesteld dat de E34 effectief een barrière zou vormen, nog effect heeft op een afstand van 500 km (zie Sutherland *et al.* 2002 voor dispersie-gegevens). Voor een middelgroot niet-carnivoor zoogdier als het ree is de effectafstand beperkt tot hooguit een tiental kilometer. Voor een amfibie als de kamsalamander is dit effect ruimtelijk nog kleiner (< 2 km), en voor zeer kleine organismen met een extreem beperkte dispersiecapaciteit (tientallen tot honderden meters per generatie) is er nagenoeg enkel een lokaal effect te verwachten (in de directe omgeving van het ecoduct), tenminste onder de gesimuleerde condities van populatiegrootte en migratie. Omdat deze condities echter zeer realistisch zijn wat dispersie en effectieve grootte betreft, lijkt dit resultaat wel robuust. Bovendien waren de simulatiecondities zeer liberaal naar reproductiecapaciteit toe, omdat deze enkel beperkt werd door de maximale draagkracht van de populatiecel. Empirische gegevens zullen nodig zijn om de robuustheid van deze resultaten te bevestigen. Verdere simulaties die een bredere set van condities bestrijken, zullen kunnen aangeven hoe sterk deze resultaten ook toepasbaar zijn op organismen met sterk verschillende ecologische profielen.

De resultaten wijzen ook op de noodzaak van een goede aansluiting van de doelpopulaties en hun leefgebieden op de ecologische verbinding zelf. Een populatie van een zeldzame soort die aan weerskanten van de barrière zeer geschikt leefgebied heeft, voldoende om een totale metapopulatiegrootte te bekomen die groter is dan N_{e95} , heeft enkel baat bij een ecologische verbinding die onmiddellijk aansluit bij zijn leefgebied. Indien dit planologisch niet mogelijk is, dan is er nood aan vergroting van het leefgebied tot aan een andere locatie waar die inpassing planologisch en maatschappelijk wel mogelijk is. Een smalle ecologische corridor (i.e., een niet-robuste ecologische verbinding; Alterra 2001) volstaat dan niet om voldoende genetische uitwisseling te verkrijgen. Uit mijn analyse blijkt dat het dus weinig zin heeft om een ecoduct op 10 km van het leefgebied van een doelsoort te plaatsen. Een situatie waar een ecoduct bijvoorbeeld zeer opportuun lijkt voor herpetofauna (reptielen en amfibieën), en met name de Gladde slang (*Coronella austriaca*), is over de E314 als verbinding van de gebieden de Teut en de Tenhaagdoornheide. Aan weerskanten van de E314 bestaat de landschapsmatrix uit structuurrijke droge heide afgewisseld met andere biotopen. Waarschijnlijk kan hier een ecoduct, zelfs met een effectafstand van slechts enkele honderden meters, een groot verschil maken voor de duurzame instandhouding van een soort als de Gladde slang, net omdat ze kan aansluiten op zeer geschikt leefgebied en de doelpopulaties direct de aansluiting kunnen maken. Op deze locatie is evenwel reeds een ecotunnel aanwezig, die gedurende 2 jaar gemonitord is (Verlinde *et al.* 2003).

Opdat het ecoduct effectief zou zijn voor bijlagesoorten van de habitatrichtlijn die momenteel hier en daar in de regio nog aanwezig zijn (bv. Heikikker, Gladde slang) is er in de eerste plaats nood aan een vergroting van de populaties van die soorten via gerichte landschapsinrichting en natuurbouwtechnische maatregelen, en aansluiting met het ecoduct. Pas dan valt op termijn een positief effect te verwachten van het ecoduct. Momenteel kan wel reeds gestart worden met de monitoring van niet-doelsoorten met gelijkaardige ecologische profielen (populatiegrootte, dispersiecapaciteit, generatietijd, reproductiecapaciteit, ...) om verder te bestuderen hoe effectief een ecoduct nu feitelijk is. Idealiter wordt dit type oefening simultaan uitgevoerd op meerdere ecoducten tegelijk. Hoewel daar niet altijd een gelijkaardige referentieconditie gekend is, is het wel mogelijk om nog steeds positieve en negatieve controlesites te definiëren om die mee op te nemen in een grootschalig onderzoek naar de effecten van ecoducten.

5.5. Monitoring van genetische diversiteit

Tabel 26 geeft een overzicht van de wetenschappelijke design aan dewelke een studie omtrent de effecten van ecoducten idealiter voldoet. Om na te gaan of het ecoduct het gewenste effect resorteert, namelijk een verhoging van de connectiviteit van de populaties, is het nodig om de veranderingen in genetische structuur en diversiteit doorheen de tijd op te volgen in controlegebieden en in de regio van impact. Inclusie van zowel positieve als negatieve controles, zoals bij de simulaties, geeft de grootste kans om een werkelijk causaal verband te vinden tussen een verandering in de genetische structuur in de tijd en het effect van een ecologische verbinding. Het voorstel is om met drie verschillende ecologische profielen te werken, die verschillen in combinatie van dispersiecapaciteit en ruimtegebruik per populatie-eenheid.

Nuttige achtergrond is het gegeven dat zowel de effectieve populatiegrootte N_e als de relatieve migratiesnelheid m een invloed hebben op hoe sterk het effect kan zijn en hoe snel dit bereikt wordt. Hoe kleiner de populaties zijn, hoe sneller een ecologische verbinding zijn volle effect bereikt. Maar hoe kleiner de populaties zijn, hoe kleiner de kans dat $N_e m \geq 1$. Dit komt omdat m een eigenschap is van een soort of populatie, en vaak zelfs positief covarieert met N : hoe groter een populatie, hoe meer individuen de neiging zullen hebben tot dispersie. Stel bv. dat m , de kans dat een individu binnen een populatie X migreert tot een populatie Y , gelijk is aan 0.01 (als gevolg van de intrinsieke eigenschappen van die soort), dan moet de populatie uit minimaal 100 effectieve individuen bestaan om een $N_e m \geq 1$ te bekomen (de hoeveelheid migratie die nodig is om genetische drift te compenseren). Is de populatie kleiner, dan kan geen enkele ecologische verbinding zorgen voor een voldoende graad van connectiviteit, tenzij ze gepaard gaat met een vergroting van de deelpopulaties.

Net als bij de simulaties is in principe een gelijkaardige staalname-design mogelijk voor elke modelsoort, maar op een ruimtelijke en temporele schaal die afgestemd is op de generatieduur, aangroei-capaciteit en dispersiecapaciteit van de modelsoort. De staalname-opzet is hier bedacht met een welbepaalde statistische analyse-methode die hierna kort wordt toegelicht. Voor elke modelsoort bestaat de eerste opdracht erin om na te gaan of er reeds een significant effect is van de barrièrefunctie van de E34 op de genetische structuur van de populaties. Dit is de referentiestudie. Dit type studie kan feitelijk zowel de negatieve als de positieve controle omvatten (barrière versus geen barrière) omdat je dwars op de bestaande barrière (die het geheel bv. in een Noord- en Zuidgroep opdeelt) een arbitraire tweede opdeling kan maken (opdeling Oost en West). Dit is zelfs statistisch gezien een voordeel, omdat de rest van de omgeving identiek is, en eventuele verschillen niet te wijten zijn aan verschillen in de omgeving. Nadat (en als) dit is vastgesteld, begint de feitelijke impactstudie, die X aantal generaties na de plaatsing van het ecoduct aanvangt. Idealiter zijn er minstens drie temporele staalnamemomenten, gescheiden door telkens 3-4 generaties, zodanig dat er in totaal 9 tot 12 generaties verlopen zijn op het laatste staalnamepunt sinds de plaatsing van het ecoduct.

De ideale ruimtelijke design van de staalnames bestaat erin dat er op een regelmatige raster telkens een staal genomen kan worden met geografische referentie van elk datapunt. Zodanig kan elk DNA-staal als een onafhankelijk datapunt beschouwd worden in latere statistische analyses, eerder dan de bemonsterde populatie als datapunt te beschouwen. De grootte van het studiegebied is best een cirkel met straal die circa drie- tot vijfmaal zo groot is als de gemiddelde dispersieafstand van het organisme, verdeeld in vier kwadranten (NO, NW, ZO, ZW). Per kwadrant zijn idealiter minimaal 50 maar beter 100 stalen beschikbaar, die bij voorkeur onafhankelijk zijn, ruimtelijk gezien. In de praktijk zijn organismen niet regelmatig verdeeld, maar er moet desalniettemin gestreefd worden naar een zo goed mogelijke spreiding van de stalen in de ruimte, met zo min mogelijk selectie met betrekking tot leeftijd en geslacht. Informatie over leeftijd en geslacht is altijd relevant, omdat dispersie zowel leeftijds- als seksegebonden kan zijn.

5.5.1. Statistische kracht

Hoe meer stalen er zijn, hoe groter de statistische kracht is om zwakke patronen te detecteren. Gezien we voor elke soort maar aan het begin van een omkering van een barrièrefunctie zullen staan, zullen de initiële patronen eerder subtiel zijn, waardoor een groot aantal stalen nodig is om ruis van signaal te onderscheiden. Hier kan het relatief weinig kwaad dat er nog stalen worden opgenomen voor de referentieconditie enkele jaren na de installatie van het ecoduct, omdat dit type barrière-effecten lang

kan nazinderen. De effectgrootte zal mettertijd verkleinen indien het ecoduct efficiënt is, maar die reductie zal de eerste paar jaren amper merkbaar zijn.

Naast staalgrootte kan ook het aantal genetische merkers waarmee gewerkt wordt de statistische kracht verhogen. Dus bij een relatief klein aantal stalen kan dit tot op zekere hoogte soelaas brengen. Twee types merkers zijn zeer geschikt voor dit type studies: enerzijds microsatellieten: hypervariabele stukken DNA die per locus (plaats op het genoom) typisch 5 tot 20 allelen bevatten. Een tiental allelen per locus is ideaal. Wanneer circa 15 tot 20 onafhankelijke loci worden geselecteerd (totaal aantal bemonsterde allelen is dan circa 150 tot 200) krijgt men een goed compromis tussen inzet van middelen en statistische kracht. Gelijkwaardig in statistische kracht is het gebruik van vijfmaal zoveel SNP-merkers, die typisch twee allelen per locus vertonen. Met 100 SNP-merkers bemonster je even zeer circa 200 allelen in de populatie. Bij dit aantal merkers kan men ook bloedverwantschappen met hoge zekerheid in de 1^e graad (ouder-nakomeling, broer -zuster) en met redelijke zekerheid tot de 2^e graad identificeren (grootouder-kleinkind, oom/tante – nicht/neef). Dit laat toe om een soort van vangst-merk-hervangstmethode toe te passen, maar dan met een genetische merker en transgenerationeel. Je kan dus bepalen of een individu gevangen aan de ene kant van de barrière nauwe bloedverwanten heeft aan de andere kant van de barrière, hetgeen een oversteek van de barrière impliceert, zonder het individu zelf tweemaal te bemonsteren.

5.5.2. Data-analyse

Een zeer krachtige methode om ruimtelijke genetische patronen te bestuderen is via redundantie-analyse (RDA) van de genetische diversiteit gecombineerd met een partitionering van de genetische variantie in de ruimte. Redundantie-analyse is een speciale vorm van een multiële lineaire regressie. Deze kan gebruikt worden om na te gaan welke combinatie van ruimtelijke variabelen, onder meer bepaald door de X-Y coördinaten van de staalnamepunten en door landschappelijke structuren de genetische structuur het best “verklaart”, of er het meest mee geassocieerd is. De techniek, origineel beschreven voor de studie van de ruimtelijke structuur in ecologische gemeenschappen en gaandeweg verfijnd met expliciete spatiële modellering (zie Borcard *et al.* 2011, en Legendre & Legendre 2012) is ook bruikbaar voor de studie van ruimtelijke patronen in genetische structuur (bv. Legendre & Fortin 2010; Vangestel *et al.* 2012; Orsini *et al.* 2013; Geeraerts & Mergeay, 2012). Deze techniek laat ook toe om dispersie-afstanden relatief nauwkeurig in te schatten, omdat ze gebruik maakt van een wiskundige beschrijving van de ruimtelijke structuur in de gegevens op verschillende ruimtelijke schalen, zogenaamde Moran’s Eigenvector Map-vectoren (MEM; Borcard *et al.* 2004; Dray *et al.* 2006). Deze MEM kan men dan relateren tot de genetische structuur tussen de bemonsterde genotypes. In de redundantie-analyse vormen de genotypes de afhankelijke matrix, terwijl de matrix met de verklarende variabelen bestaat uit de waarden die elk staal heeft op de verschillende beschouwde MEM en ten opzichte van de barrière, en de afstand van elk staal ten opzichte van het ecoduct. De MEM beschrijven de genetische structuur die er is die niet veroorzaakt wordt door de barrière, terwijl de andere variabelen de structuur weergeven die gerelateerd zijn aan de barrière of het ecoduct. Via een partitionering van de variantie (Borcard *et al.* 1992) is het dan mogelijk om neutrale ruimtelijke structuur in de genetische data te onderscheiden van de structuur die veroorzaakt wordt door de barrière en het ecoduct.

De impact van het ecoduct zelf kan in een vervolgmonitoring (“impactmonitoring”) met dezelfde methodologie geanalyseerd worden: doe een staalname over hetzelfde studiegebied, met een gelijkaardig aantal stalen, en herhaal de partitionering van de genetische variantie. Bepaal of de effectgrootte van de barrière is toegenomen, gelijk is gebleven of is afgenomen, en test of er significant verschil bestaat tussen het effect van de barrière voor de impact en na de impact (Peres-Neto *et al.* 2006). Omdat het toch enkele generaties zal duren alvorens een effect te verwachten is (simulaties en power-analyses zijn hiervoor aangewezen om te bepalen vanaf wanneer een effect van welke grootte verwacht wordt), lijkt het aangewezen om tussen de referentieconditie en de eerste impactmonitoring circa 4 generaties te laten, en deze te herhalen na 8 en 12 generaties. Door over soorten heen te repliceren, al dan niet met gelijkaardige ecoprofielen, is het mogelijk om voor een bepaald ecoduct betrouwbaarheidsintervallen te berekenen van de effecten van het ecoduct. Zodoende kan men algemene conclusies trekken omtrent de efficiëntie van dat ecoduct.

Om de effectafstand van het ecoduct in te schatten, kan men voor deze analyse a priori substalen nemen uit de totale dataset (van de impactmonitoring) die op verschillende afstanden van het ecoduct gelegen zijn, waarbij telkens wordt gezorgd dat het totaal aantal stalen (en dus de verwachte

statistische kracht) per deelanalyse gelijk blijft. Zo kan je de analyse beperken tot stalen die enkel verder dan 5 km van het ecoduct genomen zijn en testen of er nog steeds een reductie van de barrièrewerking wordt waargenomen. De factor “ecoduct” in de verklarende matrix kan hiervoor ook gebruikt worden.

5.5.3. Ecoprofielen

Bovenstaande geeft een overzicht van de meest krachtige methode die heden gekend is om de onderliggende processen die genetische patronen veroorzaken, te beschrijven. Het staalnameprotocol kan vervolgens toegepast worden eender welke soort naar keuze. Hieronder zijn kort drie soorten weergegeven die geschikt zijn om op te nemen in een referentie bepaling en impactmonitoring van het ecoduct Kempengrens.

Ecoprofiel 1: kleine carnivore tot middelgrote herbivore zoogdieren met een mediane dispersie-afstand van 2-4 km (bv. Haas, Hermelijn, Ree, Europese bever...zie Sutherland *et al.* 2002 voor gegevens). Hier wordt ree beschouwd als modelsoort omwille van het relatieve gemak om stalen in te zamelen via afschot, en de relatief hoge densiteit van reeën in Vlaanderen en de eerder goede kennis van de dispersie-ecologie van deze soort (zie Coulon *et al.* 2004 en referenties aldaar). Grootte van het totale studiegebied: een cirkel met straal 5 km rond het ecoduct omvat enkele grote boscomplexen aan weerszijden van de E34 en kan dienen als basis. Bij voorkeur kunnen daar 200 stalen (100 per kant) genomen worden. Een cirkel met straal 15 km omvat een groot aantal bijkomende bossen en een andere belangrijke barrière (kanaal Bocholt-Herentals) die als een extra controle kan dienen. Idealiter kunnen uit dit gebied (minus de kleinere cirkel) ook nog eens circa 200 stalen bemachtigd worden, verdeeld over de verschillende boscomplexen. Stalen bestaan idealiter uit weefselstalen die van afschot afkomstig mogen zijn. Bewaring kan initieel bij -20°C gebeuren, gevolgd door transfer naar 100% ethanol (max 5 vol% weefsel). Essentieel is dat deze vergezeld worden van een geografische referentie.

Ecoprofiel 2: kleine dieren met mediane dispersie-afstand 500-1000 m en generatietijd 1-5 jaar. Kleine knaagdieren zijn hiervoor in principe zeer geschikt (bv. Bosmuis, Veldmuis, Rosse woelmuis) hoewel vele soorten een nog lagere dispersie-afstand hebben (<250 m). Het Europese konijn is in principe ook mogelijk. Het voordeel van deze zoogdieren is dat hun generatietijd zeer kort is (meerdere generaties per jaar mogelijk) waardoor effecten zeer snel tot uiting kunnen komen. Alternatieve soorten die eenvoudiger te bemonsteren zijn, maar veel meer geclusterd voorkomen zijn amfibieën als bruine kikker en alpenwatersalamander. Hun gemiddelde generatietijd ligt een grootte-orde hoger (3-5 jaar) waardoor effecten veel trager tot uiting komen. Voorlopig is alpenwatersalamander geselecteerd als modelsoort, omwille van het relatieve gemak van de bemonstering. De studieregio omvat hier een cirkel met middelpunt op het ecoduct en een straal van circa 2.5 km. Hier moet worden nagegaan of het benodigde aantal stalen (min. 200), verdeeld over vier kwadranten kan behaald worden. Staalnamefrequentie is identiek aan die voor ecoprofiel 1. Stalen kunnen genomen worden via minimaal invasieve huidstrijkjes in de cloaca bij adulte exemplaren, en op de staarthuid bij larven. Bij voorkeur worden adulten bemonsterd, omdat bij larven de kans groot is dat nauwe bloedverwanten in eenzelfde poel bemonsterd worden, hetgeen de stalen niet onafhankelijk maakt van elkaar.

Ecoprofiel 3: niet-vliegende, actief disperserende invertebraten met een mediane dispersie-afstand < 250 m. De bemonstering met bodemvallen heeft een lijst van 67 soorten loopkevers (Carabidae) met hun relatieve abundanties aan weerszijden van de E34 opgeleverd, bemonsterd in een straal van enkele honderden meter rond het geplande ecoduct. Idealiter worden deze via handvangsten bemonsterd terwijl transecten worden gelopen in geschikt leefgebied. Alternatief kunnen bodemvallen gebruikt worden, maar die hebben het nadeel dat ze geclusterde, ruimtelijk niet-onafhankelijke stalen opleveren die minder geschikt zijn voor een spatiële redundantie-analyse. Volledige dieren worden bij voorkeur bewaard op 100% ethanol onmiddellijk na de vangst. Bij gebruik van bodemvallen in een waterige formol-oplossing dient de blootstelling zo kort mogelijk te zijn. Wanneer stalen uit bodemvallen worden gebruikt zijn SNPs te verkiezen boven microsatellieten, omdat de kwaliteitsvereisten voor het DNA lager liggen (tenminste wanneer SNPs volgens de KASPAR-technologie worden geanalyseerd), terwijl de hoeveelheid benodigd DNA hoger is. Wanneer een volledig exemplaar wordt bemonsterd is dat laatste echter geen probleem.

6. Referenties

Hoofdstukken 1 tot en met 4:

Akkermans, R.W., Pahlplatz, R.A.J. & K. Veling 2001. Dagvlinders in Limburg. Verspreiding en ecologie 1990-1999. NHGL & De Vlinderstichting. Stichting natuurpublicaties Limburg, Maastricht.

Bauwens, D. & K. Claus 1996. Verspreiding van amfibieën en reptielen in Vlaanderen. Uitgave van De Wielewaal vzw.

Bekker R., van den Berg L., Strykstra R. & R. Verhagen 2005. Maaisel opbrengen: het recept voor snel herstel van heidevegetaties. *De Levende Natuur*, 106(5): 214-218.

Bos, F.G., Bosveld, M.A., Groenendijk, D.G., Van Swaay, C.A.M. & I. Wynhoff 2006. De dagvlinders van Nederland – verspreiding en bescherming. Nederlandse Fauna 7. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & EISNederland, in samenwerking De Vlinderstichting, Wageningen.

Canard A. 1986. Données sur le développement, la croissance, le cycle biologique et l'évolution démographique de la Mygale (*Atypus affinis*) (Atypidae, Mygalomorpha). *Mém. Soc. R. belge Ent.* 33 : 47-56.

Casaer, J. & C. Malengreaux 2008. Studie ter voorbereiding van het monitoren van de reewildpopulatiegrootte in Zoniën: overzicht van bestaande methoden en hun toepasbaarheid in Zoniën. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 2008 (26). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek: Geraardsbergen.

Casaer, J. & A. Licoppe 2010. Ungulates and their management in Belgium. In: Apollonio, M. *et al.* (Ed.) (2010). *European ungulates and their management in the 21st century*. pp. 184-200, Cambridge University Press.

Chinery, M. 2003. Thieme Nieuwe insectengids. Tirion. Baarn.

Creemers, R.C.M. & J.J.C.W. van Delft (RAVON) (redactie) 2009. De amfibieën en reptielen van Nederland. Nederlandse fauna 9. Naturalis, EIS. Leiden. 475 pp.

Decler, K., Devriese, H., Hofmans, K., Lock, K., Barenburg, B. & D. Maes 2000. Voorlopige atlas en 'rode lijst' van de sprinkhanen en krekels van België. Saltabel i.s.m. IN en KBIN, rapport IN2000/10.

Dekoninck, W., Vankerkhoven, F. & J.-P. Maelfait 2003. Verspreidingsatlas en voorlopige Rode Lijst van de mieren van Vlaanderen. Rapport van het Instituut voor Natuurbehoud 2003.7. Brussel.

Dekoninck, W., Ignace, D., Vankerkhoven, F. & F. Wegnez 2012. Verspreidingsatlas van de mieren van België. *Bulletin de la Société royale belge d'Entomologie / Bulletin van de Koninklijke Belgische Vereniging voor Entomologie* 148 (2012): 95-186.

Desender, K. 1986. Distribution and ecology of carabid beetles in Belgium (Coleoptera, Carabidae). Part 1. Species 1-80. Studiedocumenten van het KBIN nr. 26.

Desender, K. 1986. Distribution and ecology of carabid beetles in Belgium (Coleoptera, Carabidae). Part 2. Species 81-152. Studiedocumenten van het KBIN nr. 27.

Desender, K. 1986. Distribution and ecology of carabid beetles in Belgium (Coleoptera, Carabidae). Part 3. Species 153-217. Studiedocumenten van het KBIN nr. 30.

Desender, K. 1986. Distribution and ecology of carabid beetles in Belgium (Coleoptera, Carabidae). Part 4. Species 218-379. Studiedocumenten van het KBIN nr. 34.

Desender, K., Maes, D., Maelfait, J.-P. & M. Van Kerckvoorde 1995. Een gedocumenteerde Rode Lijst van de zandloopkevers en loopkevers van Vlaanderen. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 1995 (1) : 1-208.

Desender, K., Dekoninck, W., Maes, D., Crevecoeur, L., Dufrêne, M., Jacobs, M., Lambrechts, J., Pollet, M.; Stassen, E. & N. Thys 2008. Een nieuwe verspreidingsatlas van de loopkevers en zandloopkevers (Carabidae) in België. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 2008(13). Brussel : Belgium. 184 pp.

Devos, K., Anselin, A., & G. Vermeersch 2004. Een nieuwe Rode lijst van de broedvogels in Vlaanderen (versie 2004). In: Vermeersch G., Anselin A., Devos K., Herremans M., Stevens J., Gabriëls J. & Van der Krieken B. 2004. Atlas van de Vlaamse broedvogels 2000 – 2002. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 23, Brussel. Pp. 60-75.

Donker, A. 2001. Tellen van reptielen met een nieuwe methode. De Levende Natuur 102 (6): 286-287.

De Jong M. 2012. Monitoringsrapportage Poelen Gemeente Bladel. Studentadviesbureau Klimop i.o.v. Bosgroep Zuid Nederland. 32 pp.

De Knijf, G. & A. Anselin 1996. Een gedocumenteerde Rode lijst van de libellen van Vlaanderen. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud, 4, 1-90.

De Knijf, G., Anselin, A., Goffart P. & M. Tailly 2006. De libellen (Odonata) van België: verspreiding-evolutie-habitats. Libellenwerkgroep Gomphus i.s.m. INBO, Brussel. 368 p.

Hänggi, A. Stöckl, E. & W. Nentwig 1995. Lebensräume Mitteleuropäischer Spinnen. Misc. Faun. Helv. 4: 460pp.

Indeherberg, M., Gabriëls, J. & G. van de Genachte 2002. Onderzoek naar de opbouw van een duurzame populatie Nachtzwaluw (*Caprimulgus europaeus*) in de provincie Limburg – eindrapport. Aeolus in opdracht van Aminal, 98 pp.

Indeherberg, M, Lambrechts, J. & P. Hendrickx 2003. Opmaak van een beheerplan en natuurrichtplan voor de taluds van het Albertkanaal tussen Kanne en Bilzen. Aeolus i.o.v. AMINAL afdeling Natuur (Limburg).

Jooris, R., Engelen, P., Speybroeck, J., Lewylle, I., Louette, G., Bauwens, D. & D. Maes 2012. De IUCN Rode lijst van de amfibieën en reptielen in Vlaanderen. Rapporten van het INBO 2012 (22). Brussel.

Kleukers R.M J.C., Van Nieukerken E.J., Ode B., Willemse L.P.M. & W.K.R.E. Van Wingerden 1997. De sprinkhanen en krekels van Nederland (Orthoptera). Nederlandse fauna I. Nationaal Natuurhistorisch Museum, KNNV Uitgeverij & EIS-Nederland, Leiden. 416 blz., 16 platen.

Lambrechts, J., Verheijen, W., Gorssen, J. & J. Rutten 2000a. Fauna-elementen op de wegbermen langs de autosnelweg E314. AEOLUS in opdracht van AMINAL afdeling Natuur (Limburg).

Lambrechts, J., Verheijen, W., Gorssen, J. & J. Rutten 2000b. Evaluatie van het actuele heidebeheer op de intrinsieke kwaliteiten voor de fauna. AEOLUS in opdracht van AMINAL afdeling Natuur (Limburg).

Lambrechts, J. 2002 m.m.v. Gabriëls, J., Janssen, M., Stassen, E., Vankerkhoven, F., Indeherberg, M. & W. Verheijen. Onderzoek naar sturing van het beheer van natte heideterreinen. Eindverslag. AEOLUS in opdracht van AMINAL afdeling Natuur (Limburg).

Lambrechts, J., Stassen, E., Indeherberg, M., Van de Genachte, G., Janssen, M. & J. Gabriëls 2004. De rijke fauna van het mijnterrein van Eisden – Lanklaar. LIKONA Jaarboek 2003: 42 – 63.

Lambrechts, J., Verlinde, R., Van der Wijden, B. & J. Gorssen 2007. Monitoring ecoduct Warande over de N25 in Meerdaalwoud (Bierbeek). Verslag van het onderzoek in T1 (2006). Aeolus in opdracht van NTMB.

Lambrechts, J., Verlinde, R., Van der Wijden, B., Gorssen, J., Hendrickx, P. & W. Mewis 2008. Monitoring ecoduct KIKBEEK over de E314 in Maasmechelen. Verslag van het onderzoek in T1 (2007). Arcadis Aeolus in opdracht van dienst NTMB.

Lambrechts, J. 2008. Snelle kolonisatie van een waterplas op het ecoduct Kikbeek (Maasmechelen, Limburg) door libellen. Libellenvereniging Vlaanderen Nieuwsbrief Jaargang 2 (nr. 2): 2-6.

Lambrechts, J., Hendrickx, P., Gabriëls, J., Jacobs, M., De Vocht, A. & P. Hendig 2009a. Ontwikkeling van het geïntegreerd Cat A. bergingsconcept te Dessel en Mol. Ecologische inventarisatie van de fauna en flora in de nucleaire zone ten noorden van het Kanaal Bocholt-Herentals in ondersteuning van de opmaak van een plan-MER en twee project-MER. Arcadis Belgium in opdracht van NIRAS. 112 pp + bijlages + kaarten.

Lambrechts, J. & Hendrickx, P. 2009 m.m.v. Van der Wijden, B., Jacobs, M., Janssen, M. & P. Hendig. Opmaak van een natuurbeheerplan voor het provinciedomein het Vinne te Zoutleeuw. Arcadis in opdracht van Provincie Vlaams-Brabant. 185 pp + bijlages + kaartenbundel.

Lambrechts, J., Guelinckx, R., Collaerts, P., Van der Wijden, B. & M. Jacobs (2009b). De kracht van natuurherstel in Het Vinne. Resultaten van 4 jaar intensieve faunamonitoring. BRAKONA jaarboek 2008: 6-35.

Lambrechts, J. & T. Stijnen 2009a. Beheerplan Groot Schietveld te Brasschaat, Brecht en Wuustwezel i.h.k.v. het LIFE project DANAH 'Geïntegreerd natuurherstel op militaire domeinen in NATURA 2000-gebieden in Vlaanderen. Arcadis in opdracht van ANB. 180 pp. + bijlages + kaartenbundel.

Lambrechts, J. & T. Stijnen 2009b. Beheerplan Klein Schietveld te Kalmthout, Kapellen en Brasschaat i.h.k.v. het LIFE project DANAH. Arcadis in opdracht van ANB. 160 pp + bijlages + kaartenbundel.

Lambrechts, J., Verlinde, R., Stassen, E., & S. Verkem 2010. Monitoring ecoduct Warande over de N25 in Meerdaalwoud (Bierbeek). Resultaten van het onderzoek in het derde jaar na aanleg (T3: 2008). Arcadis in opdracht van Dienst NTMB. 88 p. + 6 bijlages.

Lambrechts, J., Verlinde, R., Stassen, E., Hendig, P. & S. Verkem 2011a. Monitoring ecoduct 'KIKBEEK' over de E314 in Maasmechelen. Resultaten van het derde jaar na aanleg (T3: 2009). Arcadis i.o.v. Dienst NTMB. 107 pp+ 8 bijlages.

Lambrechts, J., Jacobs, M., Lefevre, A., Herremans, M., Struyve, T., Jacobs, I. & F. Claessens 2011b. Voedselkeuze van de Ingekorven vleermuis en de invloed van het gebruik van ontwormingsmiddelen op de ontwikkeling van coprofiele fauna. Rapport Natuurpunt Studie 2011/18, Natuurpunt Studie, Mechelen, België i.o.v. ANB cel Fauna en Flora. 102 pp.

Ledegen, I. 2007. Broedvogelinventarisatie Nachtzwaluw in 2007 in Grenspark De Zoom - Kalmthoutse heide. 48 pp.

Lenders, A.J.W. 2011. Habitatgebruik door reptielen in Nationaal Park De Meinweg. Natuurhistorisch Maandblad, 100 (1): 10-17.

Mabelis, A.A. 1986. Heidefauna en heidebeheer. De levende natuur, 88 (4), 130-140.

Maelfait, J.-P. & L. Baert 1997. Spinnen als bio-indicatoren ten behoeve van natuurbehoud in Vlaanderen. De Levende natuur themanummer 'Inventariseren in Vlaanderen': 174-179.

Maelfait, J.P., Baert, L., Janssen, M. & M. Alderweireldt 1998. A Red list for the spiders of Flanders. Bulletin van het K.B.I.N. 68 :131-142.

Maes D. & H. Van Dyck 1999. Dagvlinders in Vlaanderen - Ecologie, verspreiding en behoud. Stichting Leefmilieu i.s.m. Instituut voor Natuurbehoud en Vlaamse Vlinderwerkgroep, Antwerpen/Brussel. 480p.

Maes D., Vanreusel W., Jacobs I., Berwaerts K. & H. Van Dyck 2011. Een nieuwe Rode Lijst dagvlinders. De IUCN-criteria toegepast in Vlaanderen. Natuur.focus 10 (2): 62-71, Natuurpunt Studie, Mechelen.

NVL (Nederlandse Vereniging voor libellenstudie) 2002. De Nederlandse libellen (Odonata). Nederlandse Fauna 4. Naturalis, KNNV & EIS, Leiden.

Noordam, A. (1998). De strijd van duinspinnen met mieren en wespen. Duin 21 (3): 4-6.

Noordijk, J., Heijerman, T & H. Turin 2007. Recente waarnemingen van de loopkever *Harpalus griseus*: is er een trend (coleoptera: carabidae)? Nederlandse Faunistische mededelingen 26: 43-50.

Peymen J., Oosterlynck P., Defloor W., Van Gulck T. van Straaten D. & E. Kuijken 2000 Opstellen en beoordelen van ecosysteemkwetsbaarheidkaarten met betrekking tot biotoopverlies en barrière-effect. Eindverslag van project 97/05. Studie uitgevoerd voor rekening van de Vlaamse Gemeenschap binnen het kader van het Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling in opdracht van de Vlaamse minister bevoegd voor natuurbehoud.

Roberts, M. J. 1998. Tirion spinnengids. Tirion, Baarn. 397 blz.

Sierdsema, H. 1995. Broedvogels en beheer. Het gebruik van broedvogelgegevens in het beheer van bos- en natuurterreinen. SBB-rapport 1995-1, SOVON-onderzoeksrapport 1995/04. SBB/SOVON, Driebergen/Beek-Ubbergen.

Turin, H. 2000. De Nederlandse loopkevers, verspreiding en ecologie (Coleoptera, Carabidae). Nederlandse fauna III. Naturalis, KNNV en EIS-Nederland, Leiden. 666blz., 16 platen, met cdrom.

van Delft J.J.C.W. & A.C. van Rijsewijk 2006. Wie is er bang voor de gladde slang? Beschermingsplan voor de gladde slang in Noord-Brabant. Ravon iov Provincie Noord-Brabant.

Van Hecke, P. & K. Leysen 2000. Broedvogelinventarisatie Kalmthoutse heide 1999. Ministerie Vlaamse Gemeenschap, Afdeling Natuur & De Wielewaal. Brussel.

Van Helsdingen, P.J. & S. Ijland 2010. Spinnen van de Reijerscamp, deel 2. Nieuwsbrief SPINED 29: 13-18.

Van Helsdingen, P.J. 2012. Catalogus van de Nederlandse spinnen. Versie 2012.1. Laatst bijgewerkt: 10 januari 2012.

van Rijsewijk A. & J. van Delft 2012. Nieuwsbrief Gladde slang in Brabant. Jaargang 4 (nummer 14): december 2012.

Vanreusel, W., Maes, D. & H. Van Dyck 2000. Soortbeschermingsplan Gentiaanblauwtje. Rapport van de Universiteit Antwerpen, Wilrijk, i.o.v. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Afdeling Natuur.

Vanreusel, W., Cortens, J. & H. Van Dyck 2002. Herstel van bedreigde dagvlinderpopulaties in en om het Nationaal Park Hoge Kempen. Rapport van de Universiteit Antwerpen, Wilrijk, i.o.v. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Afdeling Natuur.

Verkem, S., De Maeseneer, J., Vandendriessche, B., Verbeylen, G. & S. Yskout 2003. Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002. Natuurpunt Studie & JNM – Zoogdierenwerkgroep, Mechelen – Gent: 451p.

Verlinde, R., Wuytens, S., Lambrechts, J. & P. Hendig 2003. Evaluatie van de ecotunnel Teut-Tenhaagdoornheide: opstellen van een monitoringstechniek en evaluatie gebruik door fauna. Eindverslag. AEOLUS in opdracht van AMINAL afdeling Natuur (Limburg).

Vermeersch G., Anselin A., Devos K., Herremans M., Stevens J., Gabriëls J. & B. Van der Krieken 2004. Atlas van de Vlaamse broedvogels 2000 – 2002. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 23, Brussel.

Willems W., Lambrechts J. & A. Lefevre 2012. Vleermuizen in bos en park in de provincie Vlaams-Brabant. Rapport Natuurpunt Studie 2012/12, Mechelen.

Zwaard, K.M. 2012. Ecologische inrichtingsschets Ecoduct Kempengrens. Coöperatieve Bosgroep Zuid Nederland i.o.v. Agentschap Wegen en Verkeer.

Zwaenepoel, A., Cosyns, E., Lambrechts, J., De Cat, L. & M. Jacobs (2013). Wetenschappelijke monitoring van het heideherstel in Vloethemveld (Zedelgem, West-Vlaanderen). Opdrachtgever: ANB (West-Vlaanderen). Natuurpunt Studie ism WVI.

Hoofdstuk 5:

- Adriaens, D., T. Adriaens, en G. Ameeuw. 2008. Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de habitatrichtlijnsoorten. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Alterra. 2001. Handboek Robuuste Verbindingen; ecologische randvoorwaarden. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- Borcard, D., L. Legendre, en F. Gillet. 2011. Numerical Ecology with R. Springer, New York Dordrecht London Heidelberg.
- Borcard, D., P. Legendre, en P. Drapeau. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73:1045-1055.
- Borcard, D., P. Legendre, C. Avois-Jacquet, en H. Tuomisto. 2004. Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales. *Ecology* 85:1826-1832.
- Coulon, A., J. F. Cosson, J. M. Angibault, B. Cargnelutti, M. Galan, N. Morellet, E. Petit, S. Aulagnier, en A. J. M. Hewison. 2004. Landscape connectivity influences gene flow in a roe deer population inhabiting a fragmented landscape: an individual-based approach. *Molecular Ecology* 13:2841-2850.
- Dray, S., P. Legendre, en P. R. Peres-Neto. 2006. Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecological Modelling* 196:483-493.
- Evans, D. en M. Arvela. 2011. Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive. Explanatory Notes & Guidelines for the period 2007-2012
- Flather, C. H., G. D. Hayward, S. R. Beissinger, en P. A. Stephens. 2011. Minimum viable populations: is there a "magic number" for conservation practitioners? *Trends in Ecology & Evolution* 26:307-316.
- Frankham, R. 1995. Effective population size/adult population size ratios in wildlife: a review. *Genetical Research* 66:95-107.
- Frankham, R. 2005. Genetics and extinction. *Biological Conservation* 126:131-140.
- Frankham, R., J. D. Balloux, en D. A. Briscoe. 2010. Introduction to Conservation Genetics. 2 edition. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Franklin, I. R. en R. Frankham. 1998. How large must populations be to retain evolutionary potential? *Animal Conservation* 1:69-70.
- Frantz, A., S. Bertouille, M. C. Eloy, A. Licoppe, F. Chaumont, en M. C. Flamand. 2012. Comparative landscape genetic analyses show a Belgian motorway to be a gene flow barrier for red deer (*Cervus elaphus*), but not wild boars (*Sus scrofa*). *Molecular Ecology* 21:3445-3457.
- Garroway, C. J., J. Bowman, en P. J. Wilson. 2011. Using a genetic network to parameterize a landscape resistance surface for fishers, *Martes pennanti*. *Molecular Ecology* 20:3978-3988.
- Geeraerts, C. en J. Mergeay. 2012. Genetisch onderzoek van de adder in functie van duurzame bescherming op lange termijn. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2012 (rapportnr. 57). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Hamilton, W. D. 2009. Population Genetics. Wiley-Blackwell, Chichester UK.

- Jaeger, J. A. G., T. Soukup, L. F. Madriñán, C. Schwick, en F. Kienast. 2011. Landscape fragmentation in Europe. Joint EEA-FOEN report. EEA, Copenhagen, Denmark.
- Jost, L. 2008. G(ST) and its relatives do not measure differentiation. *Molecular Ecology* 17:4015-4026.
- Kimura, M. 1953. Stepping-stone model of population. *Annual Report of the National Institute of Genetics* 3:62-63.
- Kuussaari, M., R. Bommarco, R. K. Heikkinen, A. Helm, J. Krauss, R. Lindborg, E. Ockinger, M. Partel, J. Pino, F. Roda, C. Stefanescu, T. Teder, M. Zobel, en I. Steffan-Dewenter. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 24:564-571.
- Laikre, L., T. Nilsson, C. R. Primmer, N. Ryman, en F. W. Allendorf. 2009. Importance of genetics in the interpretation of favourable conservation status. *Conservation Biology* 23:1378-1381.
- Lambeets, K., P. Breyne, en D. Bonte. 2010. Spatial genetic variation of a riparian wolf spider *Pardosa agricola* (Thorell, 1856) on lowland river banks: The importance of functional connectivity in linear spatial systems. *Biological Conservation* 143:660-668.
- Legendre, P. en L. Legendre. 2012. *Numerical Ecology*, 3rd edition. 3 edition. Elsevier, Amsterdam, London, New York.
- Legendre, P. en M.-J. Fortin. 2010. Comparison of the Mantel test and alternative approaches for detecting complex multivariate relationships in the spatial analysis of genetic data. *Molecular Ecology Resources* 10:831-844.
- Lesbarrères, D. en L. Fahrig. 2012. Measures to reduce population fragmentation by roads: what has worked and how do we know? *Trends in Ecology & Evolution* 27:374-380.
- Linnell, J. D. C. W., K. en J. M. Gaillard. 1998. From birth to independence: birth, growth, neonatal mortality, hiding behaviour and dispersal. Pages 257-283 in R. Andersen, P. Duncan, en J. D. C. Linnell, editors. *The European Roe Deer: The Biology of Success*. Scandinavian University Press, Oslo.
- Meirmans, P. G. 2011. Marlin, software to create, run, and analyse spatially realistic simulations. *Molecular Ecology Resources* 11:146-150.
- Meirmans, P. G. en P. H. Van Tienderen. 2004. GENOTYPE and GENODIVE: two programs for the analysis of genetic diversity of asexual organisms. *Molecular Ecology Notes* 4:792-794.
- Mergeay, J. en L. Santamaria. 2012. Evolution and Biodiversity: the evolutionary basis of biodiversity and its potential for adaptation to global change. *Evolutionary Applications* 5:103-106.
- Mills, L. S. en F. W. Allendorf. 1996. The one-migrant-per-generation rule in conservation and management. *Conservation Biology* 10:1509-1518.
- Neuenschwander, S., F. Hospital, F. Guillaume, en J. Goudet. 2008. quantiNEMO: an individual-based program to simulate quantitative traits with explicit genetic architecture in a dynamic metapopulation *Bioinformatics* 24:1552-1553.
- Nöllert, A. en C. Nöllert. 2001. *Amfibieëngids van Europa*. Tirion Uitgevers BV, Baarn, Nederland.
- Orsini, L., J. Mergeay, J. Vanoverbeke, en L. De Meester. 2013. The role of selection in driving landscape genomic structure of the waterflea *Daphnia magna*. *Molecular Ecology* 22:583-601.
- Peres-Neto, P. R., P. Legendre, S. Dray, en D. Borcard. 2006. Variation partitioning of species data matrices: Estimation and comparison of fractions. *Ecology* 87:2614-2625.
- Pollak, J. P. 2009. Vortex: a stochastic simulation of the extinction process. in B. Chicago Zoological Society, Illinois, editor. *Chicago Zoological Society*, Brookfield, Illinois.
- Schön, I., A. Raepsaet, B. Goddeeris, D. Bauwens, J. Mergeay, J. Vanoverbeke, en K. Martens. 2011. High genetic diversity but limited gene flow in Flemish populations of the crested newt, *Triturus cristatus*. *Belgian Journal of Zoology* 141:3-13.
- Sutherland, W. J., J. A. Gill, en K. Norris. 2002. Density-dependent dispersal in animals: concepts, evidence, mechanisms and consequences. Pages 134-151 in J. M. Bullock, R. E. Kenward, en R. S. Hails, editors. *Dispersal Ecology: 42nd Symposium of the British Ecological Society*. Blackwell Science, Oxford, UK.
- The R Foundation for Statistical Computing 2012. R version 2.15.0.
- Traill, L. W., B. W. Brook, R. R. Frankham, en C. J. A. Bradshaw. 2010. Pragmatic population viability targets in a rapidly changing world. *Biological Conservation* 143:28-34.
- Vangestel, C., J. Mergeay, D. A. Dawson, T. Callens, V. Vandomme, en L. Lens. 2012. Genetic diversity and population structure in contemporary house sparrow populations along an urbanization gradient. *Heredity* 109:163-172.
- Vangestel, C., J. Mergeay, D. A. Dawson, V. Vandomme, en L. Lens. 2011. Spatial heterogeneity in genetic relatedness among house sparrows along an urban gradient: a plea for individual-based analysis. *Molecular Ecology* 20:4643-4653.
- Wright, S. 1931. Evolution in Mendelian populations. *Genetics* 16:97-159.

BIJLAGE:

Advies voor het creëren van een aantrekkelijker leefgebied voor de Gladde slang in de Koninklijke Schenking. Auteur: Ward Machielsen.

Advies voor het creëren van een aantrekkelijker leefgebied voor de Gladde slang in de Koninklijke Schenking.

Het verspreidingsgebied van de Gladde slang (*Coronella austriaca*) in Vlaanderen beperkt zich hoofdzakelijk tot de zandgronden van de Kempen. Ze is daar vooral te vinden in droge en matig natte heiden en langs bosranden. Deze niet giftige slangensoort staat op de recente Rode Lijst van amfibieën en reptielen in Vlaanderen als 'bedreigd' geklasseerd (Jooris *et al.*, 2012).

Op de gronden van de Koninklijke schenking in de Antwerpse kempen werd de Gladde slang nog niet waargenomen maar wel op de in Nederland aanpalende heideterreinen van de Goorloop en Cartierheide ten zuiden van de E34 en Reuselse moeren en Peelsche heide ten noorden van de E34. De Gladde slang heeft een voorkeur voor reliëfrijke, zonbeschenen terreinen met voldoende dekking.



De habitat moet voldoende schuilplaatsen bevatten in de vorm van een goed ontwikkelde vegetatie, dood hout, hopen, gaten en een goed vergraafbare, rulle bodembedekking. Gladde slangen zijn overdag actief. Om actief te kunnen zijn en voedsel te kunnen zoeken moet hun lichaamstemperatuur tussen de 29 en de 33°C opwarmen. Daarvoor zonnen ze bij voorkeur op open plekken aan de rand van opgaande begroeiing waarin ze, na het bereiken van een voldoende lichaamswarmte,

verkoeling en bij naderend gevaar ook beschutting kunnen zoeken. Reptielen, in casus de Gladde slang, bereiken hun hoogste dichtheid in reliëfrijke heideterreinen in de buurt van bos of houtwallen. Voorwaarde is een goede strooisellaag en een mozaïekstructuur van oude en hoge heidestruiken, zandige open plekken, braamstruikjes, graspollen en wat opslag van kleine bomen en struiken. Dergelijk leefgebied dat al in een wat verder stadium van successie verkeert dan de meeste terreinbeheerders wellicht wenselijk achten, is bij reptielen erg in trek. Terreinen met overjarige vegetatie van Pijpenstrootje en viltige matten van Bochtige smeie zijn een waardevol biotoop voor Gladde slangen. Dergelijke vegetaties zijn vaak structuurrijk, hebben een gunstig microklimaat, bieden voldoende voedsel en hebben geschikte schuil- en overwinteringsplaatsen.

Het bos.

Veel voormalige leefgebieden voor reptielen zijn verloren gegaan doordat heideterreinen en stuifzanden zijn beplant met productiebos. Deze dennenakkers op de hoge zandgronden behoren tot de soortenarmste bossen van Europa en hebben weinig natuurwaarde. Deze naaldhoutakkers op onbemeste bodem kunnen echter relatief gemakkelijk naar heide biotopen omgezet worden, dit in tegenstelling met voedselrijke landbouwgronden. Vooral structuurrijke heidegebieden bieden heel wat potenties aan reptielen en de kapvlakten zijn bovendien belangrijke leefgebieden voor andere Rode Lijstsoorten zoals Nachtzwaluw, Veldkrekeltje en Heideblauwtje.

Verbindingszones en stapstenen.

Belangrijk zijn open paden met brede bermen in de in tussenliggende bospercelen. Daar kan immers voldoende zon in het bos doordringen en ontstaat er extra leefgebied en verbindingszones. In dat geval is het niet nodig veel bos te kappen. Stroken van 10 meter of meer aan weerszijde van het pad

voldoen in de praktijk vaak goed. Smallere stroken zijn van geringere waarde en zijn ook duurder in het beheer, omdat ook weinig opslag al bijdraagt aan dichtgroei en er dan alweer gekapt moet worden.

Ook open plekken in de bospercelen zelf zijn belangrijk. Op kruisingen van paden is, door relatief weinig te kappen op de perceelshoeken, een redelijk grote en beschutte open plek te maken. Door op plaatsen aan de noordkant van oost - west lopende paden forse inhammen van tenminste 25 bij 50 meter uit te kappen, wordt het leefgebied nog aantrekkelijker. Na het kappen moet tenminste een deel van het dode hout in de bosrand achterblijven. Takkenbossen of rillen verhogen de structuurvariatie en bieden, ook als de bosrand en berm nog niet zijn ontwikkeld, direct dekking voor de herpetofauna. De randzone wordt als bosrand beheerd en de bermen langs de paden best als heide.

Volledig kappen van productiebos is uiteraard een ingrijpende maatregel maar de ontstane kapvlaktes zijn als leefgebied voor herpetofauna erg belangrijk. Zo creëert men de zo genaamde stapstenen, plaatsen waar de Gladde slang tijdelijk kan verblijven om vervolgens nieuwe gebieden te gaan koloniseren. Best is om kapvlaktes niet meer opnieuw te bebossen. Soms hoeft na kappen niets meer te gebeuren, bijvoorbeeld als de ondergroei al uit heide, bosbes en/of Pijpenstrootje bestaat. Boomstronken kunnen dan onbehandeld blijven zitten. Als er echter veel zaailingen van bomen en struiken in de ondergroei aanwezig zijn en een heideachtige vegetatie in de ondergroei ontbreekt, is het beter de strooisellaag te verwijderen of te plaggen. Als meteen na het kappen wordt geplagd, kan dit grootschalig gebeuren. Takken en stronken kunnen in hopen en rillen langs de kant van het terrein worden gelegd, zodat de structuurvariatie er groter wordt. Juist in het begin is structuurvariatie erg belangrijk omdat op kale, geplagde vlaktes weinig of geen dekking aanwezig is.

Praktische voorstellen voor het domeinbos van de Koninklijke schenking.

Verbindingswegen aanleggen.

Om de Gladde slang uit de aangrenzende leefgebieden aan te trekken zijn er gerichte, relatief open verbindingsstroken nodig.

Aan de noordkant van de autosnelweg zijn daarvoor twee oost - west gerichte verbindingszones mogelijk. Een eerste langs de autosnelweg en het bos. Kapingen zijn hier voor een groot gedeelte al uitgevoerd. In het oostelijk gedeelte moet nog wel wat ontbost worden. Resthout best laten liggen of in rillen leggen zodat deze schuilgelegenheid geeft voor de herpetofauna. Niet plaggen, Pijpenstrootjesvegetatie is uitstekend. Een tweede verbindingszone langs de bestaande oost - west lopende ontwateringgracht in het noordelijk gedeelte van het bos. Hier moet minstens 10 meter bos langs de noordkant van de gracht en 20 meter langs de zuidkant van de gracht worden gekapt. Waar de gracht noord - zuid loopt is 10 meter bos kappen langs beide zijden van de gracht voldoende. Gracht niet dempen of toegooien met takhout maar juist open houden. De vele holtes en richels in de grachtkant geeft goede schuilgelegenheid aan de reptielen.

Langs de zuidkant van de autosnelweg is het moeilijker om een verbindingszone aan te leggen wegens de ertussen liggende landbouwgronden. Meest aangewezen is de centraal oost west lopende weg te gebruiken.

Stapstenen.

Op plaatsen waar de verbindingszones dwarswegen kruisen, kan men door bomen op de hoeken, 20 op 20 meter, weg te kappen redelijk beschutte en open plekken maken. Na kappen moet minstens

een deel van het (dikke) dode hout in stapels in de bosrand achter blijven. Als er geen ruige gras of heide begroeiing aanwezig is kan men overwegen om een deel te plaggen. Aan de noordkant van oost - west lopende paden kan men forse inhammen van tenminste 25 bij 50 meter uitkappen om zo open plekken te creëren.

Kapvlakte.

Hier en daar waar veel reliëf met eventueel Bochtige smele, Pijpenstrootje en/of heide aanwezig is, kan men grotere open vlakten kappen waarna er voldoende zonlicht de bodem kan opwarmen. Ook hier een deel van het gekapte hout in rillen langs de bosrand en in hopen laten liggen, best



gedeeltelijk overdekt met plaggen. Die hopen fungeren dan als zon- en schuilplaatsen voor de aanwezige reptielen. De aanleg van hopen heeft voor de beheerder van het gebied een bijkomend voordeel. Een deel van het materiaal (takhout, dikke takken, stronken, stukken van stammen en plaggen) dat na de beheersmaatregelen gewoon afgevoerd wordt, kan nu in het terrein achterblijven. Hierdoor hoeven er minder kosten gemaakt te worden voor het afvoeren van het materiaal. Dit weegt ruimschoots op tegen de extra tijd die het kost om de hopen te maken.

Is het creëren van open plekken in het bos niet mogelijk dan kan men bij het oogsten van hout door kaalkap tijdelijke gunstige plekken maken. Door op verschillende plekken perceelsgewijs te kappen ontstaat een mozaïek van open, zonnige kapvlaktes die door reptielen vlug kunnen gekoloniseerd worden. Op deze manier kan met een roulerend kapsysteem een uitgestrekt monotoon bosgebied geschikt blijven voor reptielen. Zodra een kapvlakte door bosvorming ongeschikt raakt kunnen de dieren langs de brede verbindingswegen naar de volgende kapvlakte trekken.

Brughelling.

Langs de Reuselseweg de bomen en opgaande struiken kappen, die op de flanken groeien langs de brughelling, van de brug over de autosnelweg. Hellingen zijn plaatsen waar reptielen optimaal van de zonnewarmte kunnen profiteren.

Ecotunnels.

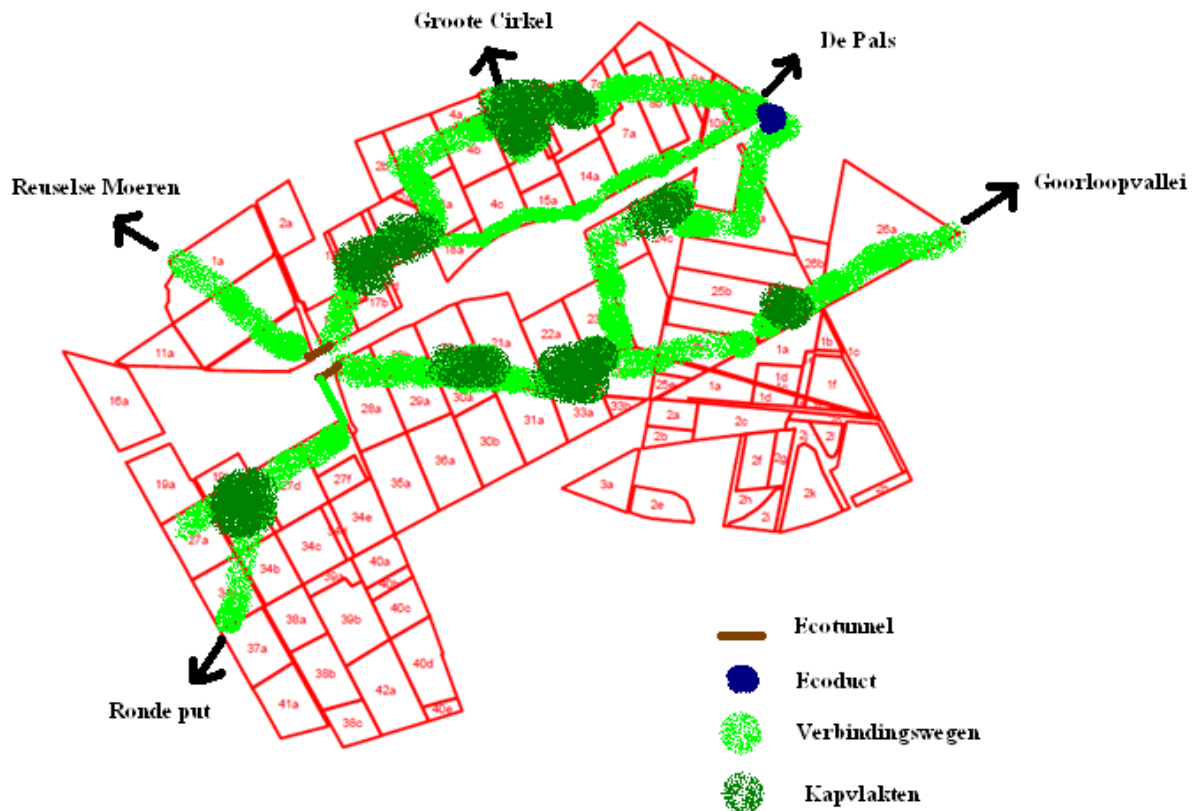
De onderkanten van de brug die de Reuselseweg over de autostrade leidt, inrichten als ecotunnel. Op het kale gedeelte tussen autostrade en steunmuur van de brug een takkenril/stobbenwal aanleggen. Zo krijgt men structuur met schuilgelegenheid onder de brug waarlangs zoogdieren en reptielen zich verplaatsen.

Ecoduct.

Het ecoduct verbinden met de verbindingswegen door kappen van bos naar de verbindingswegen en aanleggen van takkenbossen en rillen zodat de structuurvariatie verhoogt en dekking geeft voor de herpetofauna. Eén van de voorwaarden voor het goed functioneren is een degelijke aansluiting op bestaande leefgebieden. In een bosrijk gebied kan dit betekenen dat brede zonnige corridors gerealiseerd moeten worden om solide verbindingen tussen leefgebieden en faunapassages tot stand te brengen. Bij ecoducten betekend dit dat er een structuurrijke heischrale vegetatie, structuurverhogende elementen zoals boomstobben en een goede zoninval aanwezig moeten zijn. Boomstobben verschaffen reptielen een geschikte combinatie van schuil-, zon- en schaduwplaatsen.

Vooraf in pioniersituaties vormen boomstobben de enige noemenswaardige structuur. Op ecoducten worden boomstobben niet alleen als een lijnvormige wal aangebracht, maar ook verspreid liggend. Dit vergroot de kans op permanente vestiging van reptielen op het ecoduct. Het is belangrijk grote robuuste boomstobben te gebruiken. Deze bieden ten opzichte van kleinere boomstobben en takkenhopen duurzamere schuil- en zonplaatsen.

Plan inrichting Koninklijke schenking.



Dankwoord

Robert Jooris wordt bedankt voor het becommentariëren van een eerste versie van dit advies.

Referenties

-Jooris R., Engelen P., Speybroeck J., Lewylle I., Louette G., Bauwens D. & Maes D., 2012. De IUCN Rode Lijst van de amfibieën en reptielen in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2012 (22). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
-van Uchelen Edu, 2006. Praktisch natuurbeheer: amfibieën en reptielen. KNNV Uitgeverij, Utrecht, 2006.

HYLA amfibieën en reptielenwerkgroep van Natuurpunt.

Ward Machielsen
Schoorhoven 154
2360 Oud-Turnhout
ward.machielsen@telenet.be
gsm: 0489707156

