Onderzoek naar de mogelijkheden van een geleide populatiedynamica voor reeën

Rapport III: Overzicht resultaten jaar 2 en 3

(september 2003 – augustus 2005)

Studie medegefinancierd door INFRABEL in het kader van de aanleg van de hogesnelheidslijn Brussel – Amsterdam, baanvak Antwerpen (Havanastraat) – Nederlandse grens.

Baert Peter, Vercammen Jan, Neukermans Axel & Casaer Jim

September 2005

IBW W R 2005.001

Colofon

Baert Peter, Jan Vercammen, Axel Neukermans, Jim Casaer
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
Wetenschappelijke instelling van de Vlaamse Gemeenschap
Gaverstraat 4, 9500 Geraardsbergen
http://www.inbo.be/content/homepage_nl.asp
email: peter.baert@inbo.be

Wijze van citeren: Baert, P., Vercammen J., Neukermans, A. en Casaer, J. 2004.
Onderzoek naar de mogelijkheden van een geleide populatiedynamica voor reeën. Rapport III: Overzicht resultaten jaar 1 (september 2003 – augustus 2005). September 2005. IBW W R 2005.001. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Trefwoorden: Versnippering, vangstmethoden, genetische isolatie, GPS-GSM halsbanden, microsattelieten.

Deze opdracht werd medegefinancierd door de Nationale Maatschappij der Belgische Spoorwegen in het kader van de aanleg van de hogesnelheidslijn Antwerpen – Breda (Nederland).

1. Samenvatting **5**

1.1 Mate van isolatie van de bestaande populaties 5

1.2 Evaluatie van de vangsttechnieken: 6

2. Mate van isolatie van de bestaande reewildpopulaties **8**

2.1 Verspreiding 8

2.2 Genetica 21

3. Evaluatie van de vangsttechnieken **35**

3.1 Voederproeven 35

3.2 Verticale netten 51

4. Reactie van de verplaatste dieren op hun nieuwe omgeving **63**

4.1 Inleiding 63

4.2 Materiaal & Methode 64

4.3 Resultaten 66

4.4 Bespreking & conclusies 75

Literatuur **76**

1. Samenvatting

In deze studie wordt nagegaan of het vangen en verplaatsen van reeën een zinvolle en wenselijke maatregel is om (genetische) isolatie van reepopulaties in het sterk versnipperde Vlaanderen te voorkomen. In een eerste rapport (Baert et al., 2003) werd de nodige theoretische achtergrond gegeven.

Na een eerste fase, die toeliet de nodige technieken op punt te stellen en een goed functionerend communicatienetwerk uit te bouwen (Baert et al., 2004), kon in het tweede jaar gestart worden met de veldexperimenten. In dit derde rapport geven we een eerste overzicht van de resultaten. Concreet wordt dieper ingegaan op volgende vragen:

1.1 Mate van isolatie van de bestaande populaties

1.1.1 Verspreiding

De verspreiding en status van het ree geeft een eerste indicatie over het al of niet bestaan van (genetische) isolatie in het gebied. Naast een stijging van de aantallen noteren we ook een uitbreiding van het verspreidingsgebied van het ree in gans Vlaanderen. In het studiegebied duidt een meta-analyse van de jachtstatistieken, een aantal door ons uitgevoerde tellingen, de gegevens van verkeersslachtoffers en gegevens verzameld door de Zoogdierenwerkgroepen van Natuurpunt en de JNM (Zoogdierendatabank), er op dat het aantal reeën ook hier hoog is en bijna alle geschikte gebieden – inclusief een aantal druk bezochte parken - door ree gekoloniseerd werden. De Vlaamse trend wordt maw in het studiegebied bevestigd. Op basis van deze analyse kan dan ook niet geconcludeerd worden dat de populaties rond de E19 hinder ondervinden van de bestaande versnippering.

1.1.2 Genetica

Genetische analyse van een eerste staal (N = 135) duidt er op dat de uitwisseling van dieren tussen de populaties ten Noorden en ten Zuiden van de autosnelweg (E19) wordt bemoeilijkt door de autostrade. Tussen de populaties in Vlaams-Brabant (omgeving Leuven) en de provincie Antwerpen is zelfs sprake van een zere grote genetische differentiatie. Ondanks hun grote migratie capaciteiten lijken reeën grotere wegen niet spontaan over te steken, wat ook door de resultaten van het telemetrisch onderzoek bevestigd wordt. Gezien de relatief kleine steekproef moet verder onderzoek (start eind 2005) aantonen of deze conclusie algemeen geldig is voor Vlaanderen. Bovendien heeft de geringe overlap tussen de populaties uit het Leuvense en de dieren in Antwerpen enkele implicaties voor wat betreft de kolonisatie van Vlaanderen door reeën. Onze data wijzen er op dat de dieren in Antwerpen en Leuven een verschillende oorsprong hebben.

Er kon echter geen afname van de genetische diversiteit in de deelpopulaties aangetoond worden. De genetische diversiteit van de Vlaamse populaties is van eenzelfde grootte orde als in Frankrijk. Samengevat kan gesteld worden dat de populaties van elkaar verschillen, maar dat de genetische diversiteit in alle populaties op dit ogenblik nog voldoende hoog is om de levensvatbaarheid van deze populaties te garanderen.

1.2 Evaluatie van de vangsttechnieken:

1.2.1 Voederproeven

Lokken van reeën naar voederplaatsen is mogelijk, vooral in het vroege voorjaar. Slechts een zeer klein deel van de totale populatie bezoekt echter deze voederplaatsen, in onze proeven waarschijnlijk slechts één bok. Er konden geen korte termijn trends geïdentificeerd worden – zij het dat dieren de voederplekken kort na een controle lijken te vermijden. Vangen van dieren met deze methode blijft dus een bijzonder tijdrovend werk. Deze methode is m.a.w. niet geschikt voor Vlaanderen.

1.2.2 Verticale netten

Het vangen van reeën met verticale netten is in Vlaanderen de meest efficiënte vangsttechniek. Indien beroep gedaan wordt op vrijwilligers is deze methode zelfs kosteffectief (circa 160Euro/dier). Onze ervaring, en ervaringen met "padden overzet acties" tonen echter aan dat het vinden van voldoende vrijwilligers een belangrijk knelpunt kan zijn. Indien de loonkost meegerekend moet worden stijgt de prijs per dier bovendien naar circa 1,600Euro/dier. Ook het bekomen van de nodige toestemmingen heeft in Vlaanderen (terecht!) heel wat voeten in de aarde. Tot slot moet er ook opgewezen worden dat deze maatregel enkel het ree ten goede zal komen.

1.2.3 Reactie van de verplaatste dieren op hun nieuwe omgeving

Eind 2004 werden vijf dieren, twee bokken en drie geiten, gezenderd met GPS-GSM-zenders en naar een reservaat in het studiegebied verplaatst (zie figuur 2.1). Twee van deze dieren overleden ondertussen (een geit = verkeersongeval; een bok = doodsoorzaak ongekend). De zender van één dier (bok) raakte defect en moest na 121 dagen gerecupereerd worden. De andere twee dieren, twee geiten, bevinden zich momenteel nog in het reservaat.

Op basis van onze kleine steekproef, kunnen geen algemeen geldende conclusies voor de soort getrokken worden. Het gedrag van de dieren was bovendien zeer individu gebonden. De meeste gezenderde dieren vermeden echter grotere wegen en alle dieren vestigden zich in of nabij het gebied waar ze uitgezet werden. Van de drie dieren die geasfalteerde wegen overstaken werden er twee aangereden wat een indicatie is dat de kans op verkeersongevallen in ons sterk versnipperde Vlaanderen reëel zijn. De genetische studie wijst er eveneens op dat grotere gewestwegen en autostrades zelden succesvol overgestoken worden door reewild.

2. Mate van isolatie van de bestaande reewildpopulaties

2.1 Verspreiding

2.1.1 Inleiding

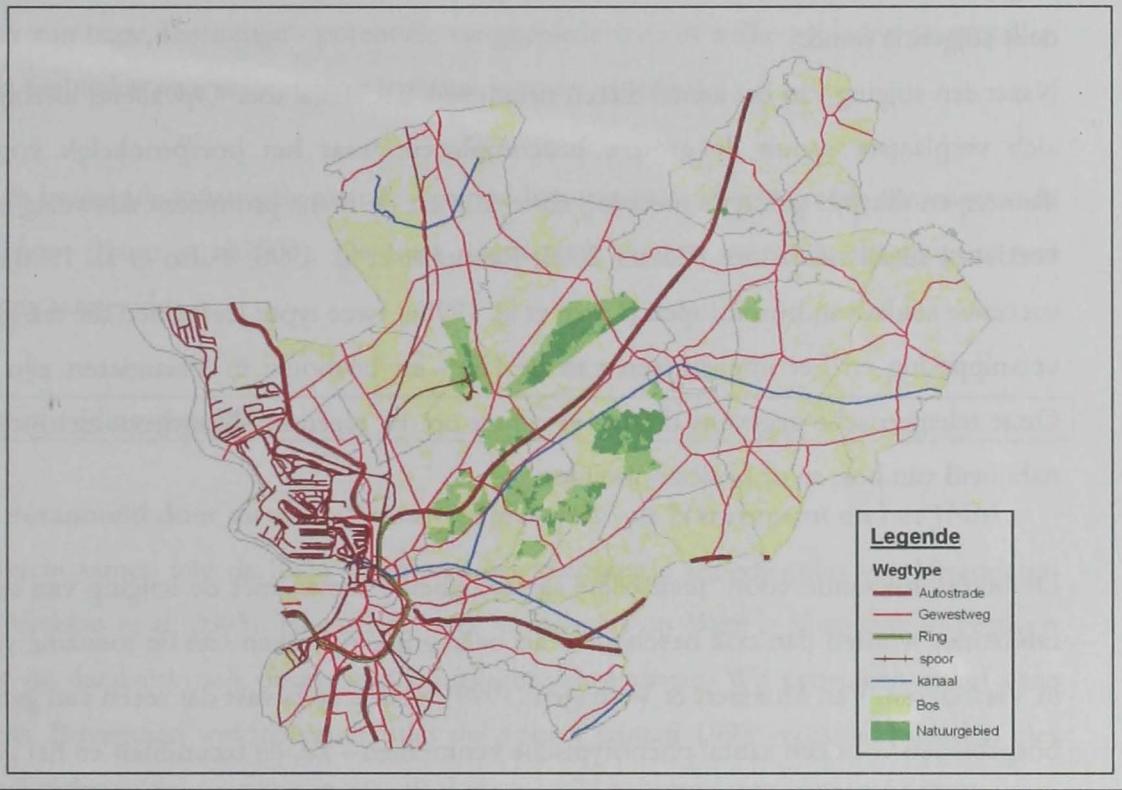
Deze studie beperkt zich tot de gemeentes: Stabroek, Kapellen, Brasschaat, Essen, Kalmthout, Wuustwezel, Hoogstraten, Rijkevorsel, Merksplas, Beerse, Malle, Zoersel, Schilde, Schoten, Wijnegem, Borsbeek, Mortsel, Berchem en Antwerpen.

Zoals vermeld in ons eerste rapport (Baert et al. 2003) kunnen de status en verspreiding van een soort een indicatie zijn of versnippering van het gebied problemen oplevert. Indien er zich een aantal potentiële barrières in het gebied bevinden, (1) de populaties in het gebied klein zijn en (2) van elkaar geïsoleerd liggen en bovendien (3) in aantal afnemen, dan kan dit op versnipperingproblemen wijzen.

In het rapport "Opstellen van ontsnipperingvoorstellen voor de E19 zuid/noord op het grondgebied van de provincie Antwerpen" (Van Rompaey & Criel, 2000a, 2000b) wordt een overzicht gegeven van de status van dit gebied. Peymen et al. (2000a, 2000b, 2000c) stelden een kaart op waarop de verstoring en de barrières in het gebied ingetekend worden.

Uit beide studies blijkt dat de versnippering in het gebied rond de E19 aanzienlijk is, zowel in het noordelijk als in het zuidelijk deel. Van Rompaey & Criel (200a, 2000b) wijzen er zelfs op dat niet enkel de autosnelweg maar ook de ontwikkeling van het naastliggende gebied voor problemen zorgt. Lintbebouwing, geconcentreerde residentiële bebouwing en in het zuidelijke gedeelte ook industrieterreinen en andere infrastructuur palmen grote delen van het leefgebied in. De weinige resterende corridors zijn volgens Van Rompaey & Criel (2000a, 2000b) onvoldoende om de natuurgebieden op een efficiënte wijze met elkaar te verbinden.

Er bevinden zich nochtans een aantal belangrijke natuurgebieden (vb. Kalmthoutse Heide, Wildertse Duintjes, Inslag, Elsakker, Kooldries, Zoerselbos), militaire domeinen (vb. Groot- en Klein Schietveld van Brasschaat) en parken (Peerdsbos, Park van Brasschaat, Vordernstein) in het gebied (circa 3,500ha - 3.3% van het studiegebied) en het oppervlak bos is eveneens vrij hoog (circa 22,000ha - 20% van het studiegebied). Bovendien sluiten een aantal van deze gebieden (Kalmthoutse Heide; gebieden in Merkslplas en Baarle-Hertog) aan op grote natuurgebieden of boscomplexen in Nederland. We vatten dit alles samen in figuur 1.1



Figuur 2.1: Overzichtskaartje van het studiegebied met daarop de belangrijkste barrières (autostrades, gewestwegen, kanalen en spoorlijnen); boscomplexen en natuurreservaten.

2.1.2 Reewild in Vlaanderen

Vanaf 1960 steeg het aantal getelde reeën in Vlaanderen spectaculair. Waar in 1960 het aantal dieren op circa 1.900 geschat werd, telde men in 1998 door AMINAL reeds circa 14.000 dieren. Momenteel schat men de populatie op 20.000 dieren (Casaer pers. med.). Aangezien deze tellingen vnl. op najaarstellingen uitgevoerd in bejaagbare gebieden gebaseerd zijn, liggen de werkelijke aantallen mogelijk nog hoger. Het toenemend aantal dieren dat geschoten wordt en het stijgend aantal dieren dat door de natuurhulpcentra uit tuinen bevrijd moeten worden, bevestigen deze stijgende trend.
Naast een stijging van het aantal dieren neemt ook het areaal toe. Opvallend hierbij is dat het ree zich verplaatste vanuit de grotere boscomplexen, waar het oorspronkelijk voorkwam, naar kleinere en dikwijls gefragmenteerde gebieden waar de mens prominent aanwezig is. Als habitat verkiezen reeën randzones (Casaer 2003; Reimoser et al. 1996; Tufto et al. 1996) of de vroege successie stadia van bosbiotopen (Linell et al. 1998), twee types leefgebied die ten gevolge van de versnippering en het intensifiëren van de land- en bosbouw in Vlaanderen zijn toegenomen. Onze telemetrische gegevens duiden er echter op dat reeën in Vlaanderen zich nog steeds in de nabijheid van bossen of bosjes ophouden.

De betere tolerantie voor "menselijke aanwezigheid" samen met de stijging van de hoeveelheid randzones worden dan ook beschouwd als belangrijke oorzaken van de toename van deze soort in Vlaanderen. Van Moefaert & Verhagen (1999) stelden zelfs vast dat reeën van gefragmenteerde bosgebieden voor een aantal phenotypische kenmerken – i.e. de fecunditeit en het gewicht - beter scoren dan hun soortgenoten in de grotere boscomplexen. Versnippering van grote boscomplexen lijkt momenteel dus geen negatieve invloed op de reepopulaties in Vlaanderen te hebben.

Welk effect de versnippering van het leefgebied op reepopulaties in kleinere geïsoleerde deelpopulaties op langere termijn zal hebben is echter noch gekend noch onderzocht. Het lijkt ons dan ook verstandig de situatie in het studiegebied iets gedetailleerder in kaart te brengen. Vele van de verspreidingsgegevens waarop "indicaties" gebaseerd worden, zijn verre van volledig (Rodts et al. 1998; Van Rompaey & Criel 2000a, 2000b, Peymen et al. 2001) en reflecteren vaak beter de locatie en de interesse van de inventariseerder dan de verspreiding van de bestudeerde soort. Het is dan ook bijzonder moeilijk om op basis van dergelijke data een correcte inschatting van de status van een soort te maken (Collazo et al. 2001).

2.1.3 Verspreiding van het reewild in het studiegebied

Het bepalen van het exacte aantal reeën in een bepaald gebied is een zeer tijdrovend en kostelijk karwei (Boscardin, 1998; Crépin, et al. 1998; Maillard et al., 1998; Buckland et al., 2004; Borchers, 2002). Heel wat beleidsvragen kunnen echter beantwoord worden op basis van relatieve aantalschattingen, indien deze schattingen consistent genoeg zijn om gebieden met elkaar te vergelijken. We streven hier enkel naar een indeling in de klassen "afwezig (0) – weinig (1) – gemiddeld (2) – veel (3)", een indeling die ons toelaat te bepalen in welke gebieden er veel reewild zit (identificatie van hoge densiteiten - potentiële vanggebieden) en in welke gebieden de aantallen eerder laag zijn (gebieden naar waar reeën verplaatst kunnen worden).

Een deel van de bestaande informatie over de verspreiding van reewild werd reeds samengevat in ons eerste rapport (Baert et al.2003). De toen uitgevoerde analyse wordt in dit rapport met nieuwe gegevens aangevuld.

Beschikbare verspreidingsgegevens

A. Gegevens verzameld door de zoogdierenwerkgroepen van Natuurpunt en het JNM.

Natuurpunt bracht samen met de JNM recent een geactualiseerde zoogdieratlas van Vlaanderen op de markt (Verkem et al, 2003). Hoewel de data in de atlas op (5km x 5km) niveau gegeven worden, bevat de databank ook observaties op kilometerhokniveau. Wij gebruiken enkel deze laatste gegevens. Bovendien werden observaties die voor 1 januari 1998 verzameld werden niet gebruikt. Zowel zichtwaarnemingen van ree, als door reewild achtergelaten sporen (uitwerpselen, prenten) worden als een observatie beschouwd. In totaal konden 177 kilometerhokken ingekleurd worden op basis van deze gegevens.

Aangezien er geen gestandaardiseerde methode gebruikt werd bij het verzamelen van deze waarnemingen, tonen ze enkel aan of er in het hok reewild waargenomen werd (score =1) of niet (score = 0).

B. Verkeersslachtoffers

In het rapport van Van Rompaye & Criel (2000a, 2000b) worden de coördinaten van een aantal verkeersongevallen waarbij ree betrokken was opgelijst. Deze locaties gebruikten we om een bijkomende 37 kilometerhokken in te kleuren. Aangezien we er geen idee van hebben om welke fractie van het totale aantal ongevallen met ree het hier gaat kunnen we ook hier enkel vaststellen of er reeën in het hok aanwezig waren (score = 1) of niet (score = 0).

C. Terreinbezoeken/veldwerk

In het kader van deze studie werden een aantal verkennende bezoeken uitgevoerd. Hoewel deze bezoeken niet specifiek tot doel hadden reewild te inventariseren, werden zichtwaarnemingen of sporen van reewild op kaart ingetekend. Op basis van deze gegevens kon voor een extra 8 hokken vastgesteld worden of ree in het kilometerhok aanwezig was (score = 1) of niet (score = 0).

D. Trajecttellingen

In 2004 en 2005 voerden we in een aantal natuurgebieden tellingen uit (tabel 2.1). In tabel 2.1 wordt een overzicht gegeven van de data en de plaatsen waar we telden.

Elsakker	Groot Schietveld	Inslag	Kalmthoutse Heide	Peerdsbos	Vordenstein
29/03/2004	25/03/2005	17/02/2004	11/03/2005	25/01/2004	26/01/2004
10/04/2004	28/03/2005	16/03/2004	26/03/2005	18/02/2004	2/04/2004
13/04/2004	13/04/2005	25/03/2004	26/04/2005	25/01/2005	7/04/2004
17/04/2004	19/04/2005	30/03/2004	3/05/2005	18/02/2005	14/04/2004
		6/04/2004	11/05/2005	24/03/2005	19/04/2004
			18/05/2005		

Tabel 2.1: Overzicht van de gebieden waar kilometer indexen bepaald werden.

Tijdens een of enkele voorbereidend bezoeken werd een traject vastgelegd. Langsheen dit traject werd een kilometer index van het reewild bepaald (= aantal waargenomen dieren per kilometer gewandeld traject). Bij deze methode wandelt een waarnemer een vooraf bepaald traject en noteert de plaats, het tijdstip en eventueel de looprichting (cf. vermijden van dubbeltellingen) van elke ree op een kaart. Gezien de afstand (tabel 2.2) van het traject werden de trajecten op het Groot Schietveld en de Kalmthoutse Heide met de wagen afgelegd. Nadien wordt berekend hoeveel reeën per kilometer worden waargenomen.

	Afstand	# Bezoeken
Kalmthout	14.0	6
Groot Schietveld Brasschaat	13.4	4
Vordenstein	5.0	5
Peerdsbos	6.9	5
Inslag	7.3	5
Elsakker	5.4	4

Tabel 2.2: Aantal bezoeken en lengte van het traject van de gebieden waar een kilometerindex werd bepaald

Het aantal dieren dat geteld wordt, is bij deze methode ook afhankelijk van de activiteitsgraad van de dieren, wijzigingen in de zichtbaarheid (cf. plantengroei), de methode (te voet of per wagen) en toeval. Op elke locatie werden dan ook minstens vier tellingen uitgevoerd. Bovendien werden deze tellingen zoveel mogelijk uitgevoerd in periodes waarin de activiteitsgraad van de dieren hoog is en de zichtbaarheid goed (periode februari – april).

Hoewel deze methode niet geschikt is om het exact aantal dieren in één kilometerhok te bepalen en vergelijking van het aantal dieren in verschillende gebieden met de nodige voorzichtigheid moet gepaard gaan (cf. verschillende plantengroei = zichtbaarheid), kan ze wel gebruikt worden om de data op te delen in de klassen "afwezig (0) – weinig (1) – gemiddeld (2) – veel (3)". In totaal inventariseerden we op deze manier 30 kilometerhokken.

E. Jachtstatistieken

Sinds 2002 worden de jachtstatistieken in een door onze sectie beheerde wildbeheer databank ingevoerd. Twee parameters, namelijk de voorjaarstelling en het afschot, kunnen gebruikt worden als maat voor de densiteit van het reewild in bejaagd gebied.

Zoals vermeld in ons vorige rapport (Baert et al. 2003), worden deze gegevens enkel per gemeente (afschotgegevens) en/of per WBE (afschotgegevens en voorjaarstellingen) ingevoerd. Het heeft dan ook weinig zin om deze aantallen als exacte aantalschattingen te beschouwen. Toekennen van de scores "afwezig (0) – weinig (1) – gemiddeld (2) – veel (3)" is echter wel mogelijk.

Analyse methode

Combinatie van de verschillende datasets maakt een gebiedsdekkende aantalschatting mogelijk. Het gaat hier weliswaar over een robuuste relatieve schatting. Gezien de vraagstelling is een dergelijke schatting echter aanvaardbaar.

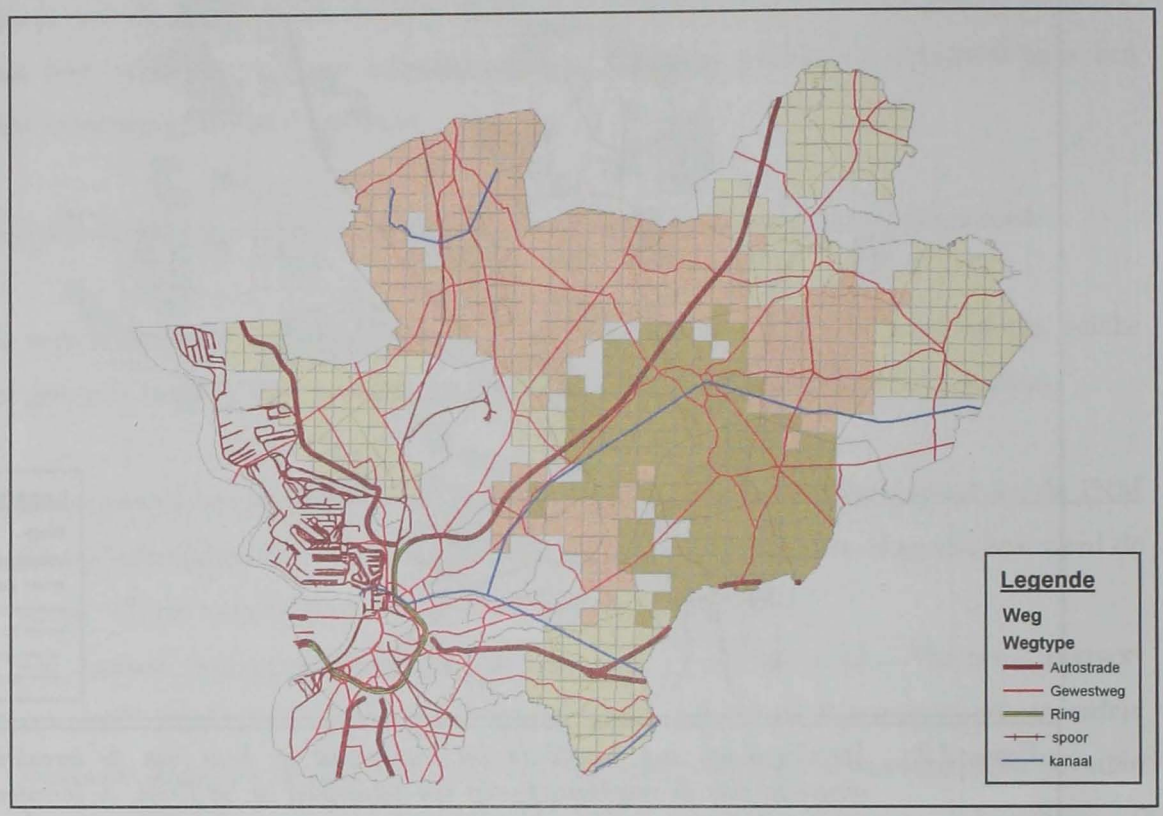
Alle analyses werden uitgevoerd in ArcGIS 8.0, berekeningen werden in AccesXP gemaakt.

Om de verschillende datasets met elkaar te kunnen vergelijken moeten ze eerst op een gelijke noemer gebracht worden. Hiervoor gebruikten we de UTM kilometerhokken (1km x 1km).

- De gegevens verzameld door de Zoogdierenwerkgroepen van Natuurpunt en de JNM (Zoogdierendatabank) werden reeds als UTM hokken aangeboden. Aan elk hok werd de score "1" (ree aanwezig) of "0" (geen ree aanwezig) toegekend.
- De datasets "verkeersslachtoffers" en "terreinwerk" zijn puntlagen. Via een "intersect operatie" in ArcGIS 8.0 werd bepaald welke kilometerhokken een of meerdere puntwaarnemingen bevatten (score = "1") en welk hokken geen waarnemingen bevatten (score = "0").
- De dataset "trajecttellingen" is eveneens een puntlaag. Ook hier bepaalden we via een "intersect operatie" in ArcGIS 8.0 het aantal waarnemingen per kilometerhok. Dit aantal werd vervolgens gedeeld door de afstand van het traject in het kilometerhok, zodat per kilometerhok een kilometerindex berekend werd. Vervolgens werden de 33% kwantielen bepaald. Punten in het eerste kwantiel krijgen een score "1", punten in het tweede en derde kwantiel een score "2" respectievelijk "3". In figuur 2.2 tonen we het spreidingskaartje dat op basis van deze drie datasets werd gemaakt.

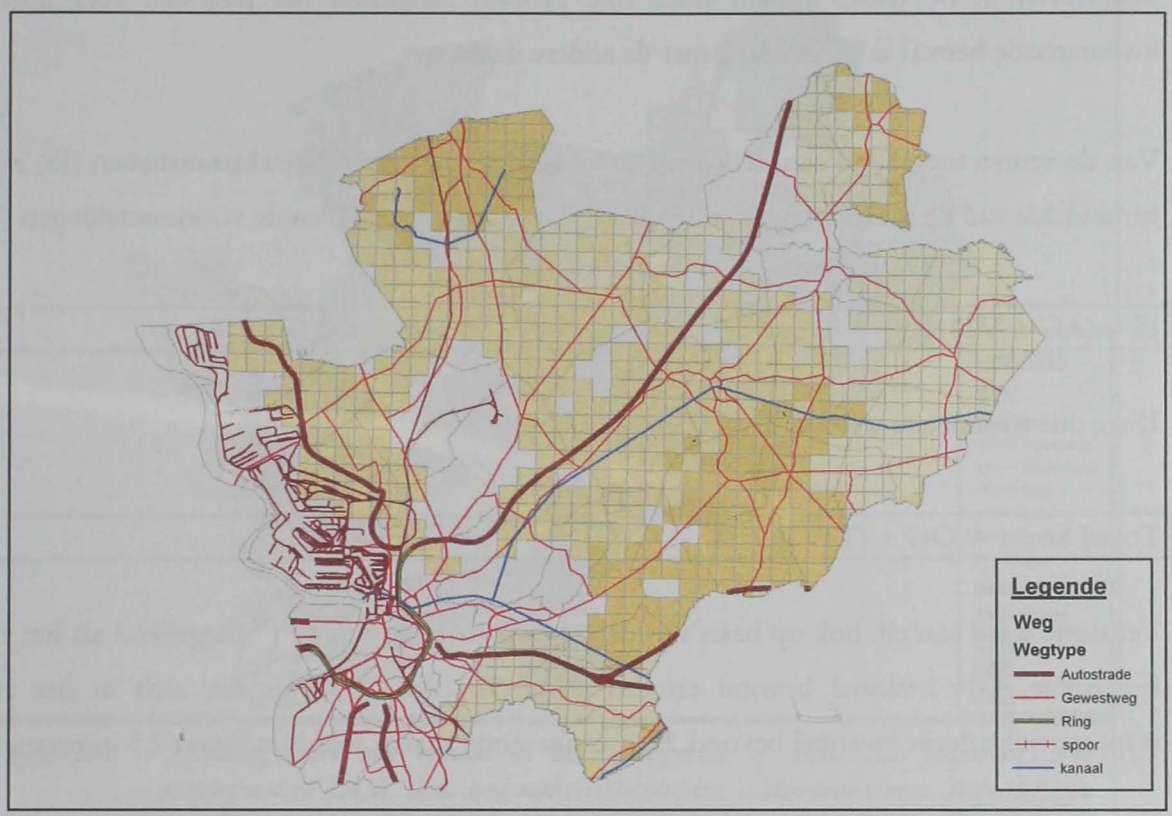
Figuur 2.2: Spreidingskaart van reewild in het studiegebied op basis van de inventarisatie uitgevoerd door de zoogdierwerkgroep van natuurpunt en het JNM, de inventarisatie uitgevoerd door ons tijdens terreinbezoeken en de gegevens van verkeersongevallen waarbij ree betrokken was (Van Rompaye & Criel, 2000a, 2000b). Hoe donkerder de kleur hoe groter het aantal dieren dat in het betreffende hok aangetroffen wordt.

We analyseerden de jachtstatistieken als volgt. We gebruikten de afschotgegevens van de jaren 2002, 2003 en 2004 om het gemiddelde aantal geschoten dieren per jaar te berekenen. Van elk geschoten ree kan bepaald worden in welke gemeente het geschoten wordt (cf. verplicht in te vullen op de meldingsformulieren). Bovendien kan een dier enkel geschoten worden op bejaagbaar gebied. Deze gebieden vallen grotendeels samen met de werkingsgebieden van de verschillende wildbeheerseenheden. Zowel de gemeentes als de werkingsgebieden zijn digitaal beschikbaar. Via een "intersect operatie" in ArcGIS8.0 kunnen we dus het aantal geschoten dieren/100ha in het bejaagbare gedeelte van een bepaalde gemeente bepalen. Tot slot hechten we deze scores via een 'intersect operatie' in ArcGIS8.0 aan de UTM kilometerhokken. Op basis van de 33% kwantielen kennen we vervolgens aan elk hok scores toe zoals beschreven voor de trajecttellingen. In figuur 2.3 geven we het resultaat van deze analyse.



Figuur 2.3: Spreidingskaart van reewild in het studiegebied berekend op basis van de afschotstatistieken. Hoe donkerder de kleur hoe hoger de score. Indien geen dieren in het kilometerhok geschoten werden, werd het hok niet ingekleurd. Een score 1 (licht geel) duidt op laag afschot, 2 (roze) op een middelmatig afschot en 3 (bruin) op een hoog afschot.

De najaarstellingen worden per wildbeheerseenheid doorgegeven. We gebruikten ook hier de telgegevens van de jaren 2002, 2003 en 2004 om een gemiddelde te berekenen. Deze werden echter toegewezen aan het werkingsgebied van de WBE's zoals op het arrondissement commissariaat neergelegd in 2004. Hierdoor introduceren we in bepaalde gebieden fouten, aangezien de samenstelling van de WBE's in de loop der jaren kan wijzigen. Per WBE bepaalden we het aantal getelde dieren per 100ha. Deze densiteiten werden omgezet naar scores zoals beschreven voor de trajecttellingen en afschotgegevens. Tot slot hechtten we deze scores via een 'intersect operatie' in ArcGIS 8.0 aan de UTM kilometerhokken. In figuur 2.4 geven we het resultaat van deze analyse.



Figuur 2.4: Spreidingskaart van reewild in het studiegebied berekend op basis van de voorjaarstellingen uitgevoerd door de jagers. Hoe donkerder de kleur hoe hoger de score. Indien geen dieren in het kilometerhok geteld werden, werd het hok niet ingekleurd. Een score 1 (licht geel) duidt op laag afschot, 2 (roze) op een middelmatig afschot en 3 (bruin) op een hoog afschot.

Deze drie lagen werden vervolgens samengevoegd om een gebiedsdekkende score voor alle kilometerhokken in het studiegebied te komen. De uiteindelijke score die aan een kilometerhok wordt toegekend werd als volgt berekend:

De score voor elk kilometerhok op basis van de datasets observaties (OG) is het gemiddelde van de scores toegekend aan de kilometerhokken op basis van de datasets van de zoogdierwerkgroepen van natuurpunt en het JNM (JNM), de verkeersslachtoffers (VS) en ons terreinwerk (TW). Aangezien de inventarisaties niet gebiedsdekken waren en niet wordt vermeld welke hokken onderzocht werden maar geen dieren bevatten, worden hokken met een score "0" niet in de berekening meegenomen. Noteer dat dit eigenlijk betekent dat als een hok bij een van de drie bemonsteringen een score "1" kreeg het gemiddelde ook "1" zal zijn.

$$OG = (JNM + VS + TW)/3$$

De scores toegekend aan de kilometerhokken op basis van de trajecttellingen (TT), zoals beschreven in de tekst, werden door drie gedeeld aangezien het hier een zeer intensieve inventarisatie betreft in vergelijking met de andere datasets.

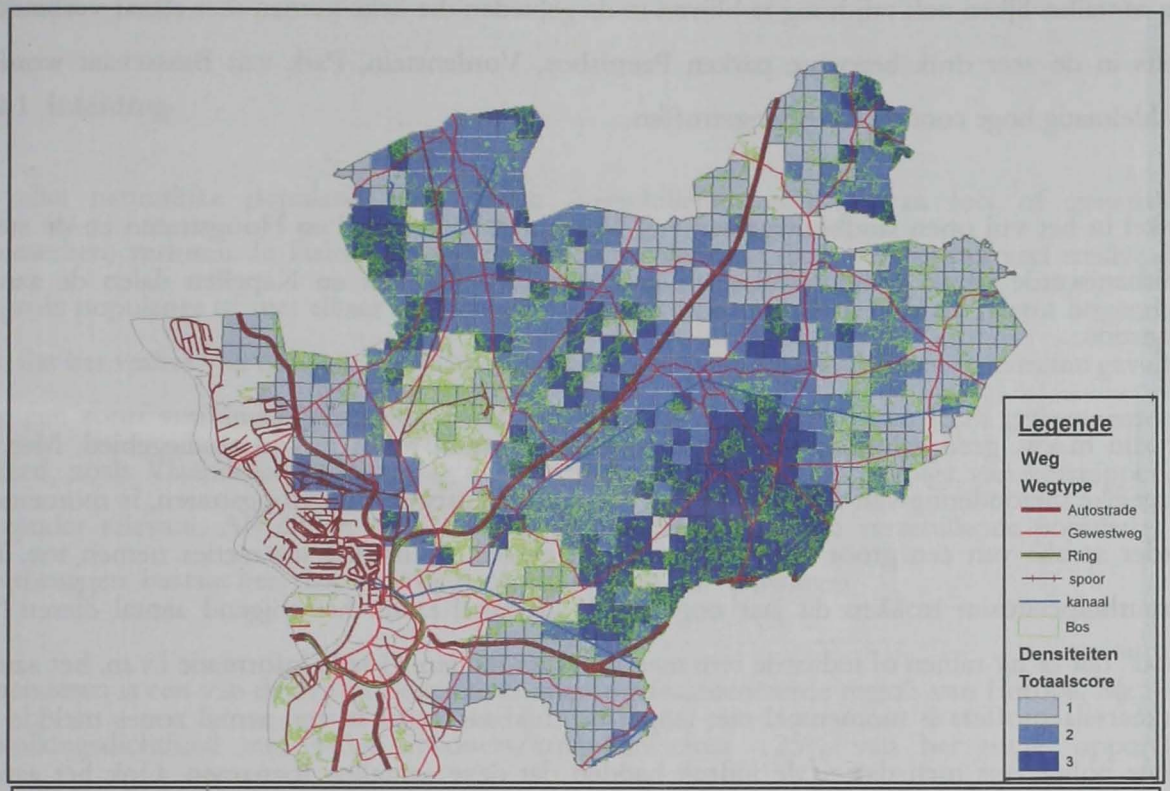
Van de scores toegekend aan de kilometerhokken op basis van de jachtstatistieken (JS) zijn het gemiddelde van de scores bepaald adhv de afschotgegevens (AG) en de voorjaarstellingen (VT).

$$JS = (AG + VT)/2$$

Deze drie parameters werden vervolgens opgeteld

$$\text{Totaal Score} = OG + (TT/3) + JS$$

Tenslotte werd aan elk hok op basis van deze totaal score de score "1" toegekend als het zich in het eerste 33% kwantiel bevond en een score "2" of "3" als het zich in het tweede respectievelijk derde kwantiel bevond. Het resulterende kaartje wordt in figuur 2.5 gegeven.



Figuur 2.5: Spreidingskaart van reewild in het studiegebied op basis van observaties van natuurpunt en JNM, data ivm verkeersslachtoffers, veldwaarnemingen, trajecttelingen en jachtstatistieken. Hoe donkerder de kleur hoe hoger de score. Indien geen dieren in het kilometerhok geteld werden, werd het hok niet ingekleurd. Een score 1 (licht blauw) duidt op laag afschot, 2 (blauw) op een middelmatig afschot en 3 (donker blauw) op een hoog afschot. Verder worden de belangrijkste barrières en de boscomplexen (groene polygonen) op het kaartje aangeduid.

Conclusies

Onze resultaten suggereren dat bijna overal in het studiegebied reeën voorkomen. Enkel in de stadskernen van Antwerpen, Schoten en Brasschaat worden een aantal hokken niet ingekleurd. Op de grens Wuustwezel-Hoogstraten blijven eveneens enkele hokken leeg. Hoewel dit gebied geschikt lijkt voor ree, konden we er tijdens onze veldbezoeken inderdaad geen sporen van ree in ontdekken. Ook jagers bevestigen dat er in dit gebied geen reeën worden aangetroffen.

De grootste concentraties reewild worden aangetroffen in de grote boscomplexen van Zoersel en het GrootSchietveld van Brasschaat (maar niet in de centrale zone die voornamelijk uit grote vlaktes pijpestrootje bestaat). Verder vinden we hoge aantallen ree op een beperkt aantal plaatsen op de Kamthoutse Heide (nabij de grens met Nederland), ter hoogte van het natuurgebied de Elsakker en nabij de Hees.

De aantallen lijken ook vrij hoog te blijven in de gebieden die deze kernen met elkaar verbinden. Zelfs in de zeer druk bezochte parken Peerdsbos, Vordenstein, Park van Brasschaat worden middelmatig hoge concentraties aangetroffen.

Enkel in het vrij open landbouwgebied van Merksplas, Rijkevorsel en Hoogstraten en de sterk geürbaniseerde en/of geïndustrialiseerde gebieden van Stabroek en Kapellen dalen de aantal enigszins.

Er zijn m.a.w. geen gebieden met een extreem laag aantal reeën in ons studiegebied. Met de mogelijke uitzondering van de zone op de grens van Wuustwezel en Hoogstraten, is momenteel eerder sprake van een groot aantal reeën in het gebied. Mens-dier interacties nemen toe. De natuurhulpcentrum trokken dit jaar nog aan de alarmbel i.v.m. het stijgend aantal dieren "in nood" dat ze uit tuinen of industrie terreinen moesten redden. Goede informatie i.v.m. het aantal verkeersslachtoffers is momenteel niet langer beschikbaar, maar in een aantal zones meldde de lokale politie ons toch dat ze de indruk hadden dat deze aantallen toenamen. Ook het aantal geschoten reeën in het gebied stijgt jaarlijks.

Op basis van deze verspreidingsgegevens kan dan ook niet geconcludeerd worden dat reeën hinder ondervinden van de bestaande versnippering. De aantallen ree nemen toe en er is evenmin sprake van kleine geïsoleerde populaties.

De mens-dier interacties lijken anderzijds wel toe te nemen.

2.2 Genetica

2.2.1 Inleiding

In elke natuurlijke populatie gaan allelen (verschillende vormen van loci of genetische kenmerken) verloren. In kleine geïsoleerde populaties verloopt dit proces echter veel sneller dan in grote populaties of met elkaar verbonden populaties (metapopulaties). Men neemt bovendien aan dat het verlies van deze allelen de overlevingskansen van een populatie en in extreme gevallen van een soort vermindert (extinctie vortex zie Baert et al., 2003). In een sterk gefragmenteerd gebied, zoals Vlaanderen, is de vraag naar de mate van isolatie ten gevolge van versnippering bijzonder relevant. Als dieren er niet in slagen hindernissen tussen verschillende populaties te overbruggen, bestaat het risico dat de soort op termijn zal verdwijnen.

Vlaanderen is een van de drukst bevolkte en meest gefragmenteerde regio's van Europa. Met een bevolkingsdichtheid van 443.4 inwoners/km^2 kan circa 25% van het totale oppervlak (13,522.3km^2) als urbaan gebied geklasseerd worden. Landbouw neemt 62% van het grondgebied in. Bovendien werd de landbouw in Vlaanderen zeer sterk geïntensifieerd, wat oa blijkt uit de zeer hoge emissie van nutriënten in de omgeving (OECD database 2001). Het wegennet in Vlaanderen is circa 69.000km lang en er bevinden zich eveneens een aantal kanalen en grote waterlopen op ons grondgebied. De versnippering in Vlaanderen is dan ook zeer groot.

De gemiddelde grootte van de natuur- en bosreservaten in Vlaanderen is circa 32ha, minder dan 50.000ha (0,04% van het totale oppervlak) van het grondgebied heeft een groene bestemming (natuur- of bosreservaat; natuurdomein of militair domein, parken, NARA, 2005). Ongeveer 7.5% van de soorten die vroeger in Vlaanderen leefden is verdwenen en 30% wordt als "kwetsbaar" of "met uitsterven bedreigd" geklasseerd (Peeters, 2003; 2004). De Bruyn et al. (2004) spreken zelfs van 37 tot 54% bedreigde soorten. Zoals aangehaald door Peeters (2003; 2004) blijft vijand nummer één het aanwenden van open ruimte voor bebouwing, industrie en onoordeelkundig grondgebruik. De druk op de open ruimte is in Vlaanderen bijzonder groot, wat dan ook tot tal van conflicten leidt.

Migratie tussen bestaande populaties kan gemeten worden door het volgen van gemerkte dieren. Dit kan gebeuren via oormerken. De huidige genetische technieken, zoals o.a. de analyse van microsatellieten laten eveneens toe een genetische vingerafdruk van dieren te nemen (cf. Gimlet: http://pbil.univ-lyon1.fr/software /Gimlet/gimlet.htm , Valière, 2002). Het grote probleem van deze methode is echter dat een zeer groot aantal dieren gemerkt en teruggevangen moet worden (cf. meer dan 60%) opdat de bekomen schattingen betrouwbaar zouden zijn, (Borchers et al., 2002). Bovendien kan men via deze methode enkel een minimale afstand t.o.v. het punt van vangst bepalen.

Als er een grote tijdspanne tussen het merken van het dier en de hervangst ligt, kan deze minimale afstand weinig informatief zijn (cf. tijdelijke verplaatsingen van de dieren buiten het gebied worden niet opgemerkt).

Zenderen van dieren geeft meer informatie over migratie patronen, maar ook hier moet een voldoende aantal dieren gevangen en gezenderd worden alvorens men uitspraken over de soort kan doen. Afhankelijk van de onderzoeksvraag zijn dit een tien- tot een vijftigtal dieren (Garton et al., 2001; Wallace et al., 2001).

De isolatiegraad van populaties kan ook via studie van de frequentieverdeling van genetische merkers in de verschillende populaties bestudeerd worden. Een lage heterozygositeit, een afname van de allelische diversiteit of sterk van elkaar afwijkende frequentieverdelingen van de allelen in de verschillende populaties wordt als een indicatie van isolatie beschouwd. Er bestaat momenteel echter nog heel wat discussie over hoe deze variabelen correct gemeten kunnen worden (zie Baert et al. 2003), maar ook hier is het belangrijk voldoende grote stalen van gekende locaties te verzamelen.

Indien de populaties genetisch gedifferentieerd zijn kan men op basis van de genetische kenmerken ook dieren aan populaties toewijzen (cf. http://structure, http://pritch.bsd.uchicago.edu/software.html). Dit laat eveneens een ruwe schatting van het aantal gemigreerde dieren in de populatie toe.

Idealiter wordt een combinatie van beide methode gebruikt, zodat de resultaten van de telemetrische studie de conclusies van de genetische studies kunnen onderbouwen. In dit project hebben we voor een dergelijke combinatie gekozen. In dit hoofdstukje bespreken we echter enkel de resultaten van de genetische studie. In een later hoofdstuk komt de telemetrische studie aanbod.

2.2.2 Materiaal en Methoden

Galan et al. (2003) ontwikkelden een set van twaalf microsatelliet loci. Tien van deze microsatellieten kunnen ook in Vlaanderen gebruikt worden (Baert et al., 2004). Deze merkers werden gebruikt om 135 oorstalen te analyseren. Een oorstaal is een stukje oor van een geschoten dier dat in 96% alcohol bewaard werd. Deze stalen werden ons ter beschikking gesteld door jagers.

De stalen waren afkomstig uit vier verschillende gebieden (figuur 2.6). Het gebied E19Noord (geel omcirkeld) ten noorden van de E19 (N = 45); het gebied E19Zuid (blauw omcirkeld) dat tussen de E19 en de E34 ligt (N = 73); het gebied Kempen een gebied rond Dessel (grijs omcirkeld) ten zuiden van de E34 (N = 13) en tot slot het gebied Meerdaelbos (rood omcirkeld) dat het Meerdaelbos en directe omgeving omvat (N = 24).

Figuur 2.6: *Plaatsen waar oorstalen voor genetische analyse werden verzameld. De staafjes duiden aan waar en hoeveel stalen er op de betreffende locatie verzameld werden. E19Noord (geel) = gebied ten noorden van de E19; E19Zuid (blauw) = gebied ten zuiden van de E19; Kempen (grijs) = gebied rond Dessel; Meerdael (rood) = Meerdaelbos en directe omgeving. De hoogte van de staafjes is een maat voor het aantal stalen dat in de betreffende gemeente verzameld wordt.*

We testten "linkage-desiquilibrium en Hardy-Weinberg evenwicht met het programma "GENEPOP" (Raymond et al., 1995; http://wbiomed.curtin.edu.au/genepop/").

Het linkage-equilibirum is een maat voor de mate waarin twee of meer merkers op eenzelfde manier in de populatie segregeren. Indien bepaalde merkers een volledig identiek segregatie patroon hebben (cf. steeds samen overgeërfd worden) duidt dit er op dat ze dicht bij elkaar op eenzelfde chromosoom liggen. Beide merkers zijn statistisch gezien identiek (cf. meten exact hetzelfde) zodat men valse replicatie heeft. Bij de analyse moet een van de merkers dan ook uitgesloten worden.

Afwijkingen van het Hardy-Weinberg evenwicht kunnen een aanwijzing zijn dat tijdens de voortplanting de keuze van partners niet willekeurig is.

De heterozygositeit, allelische diversiteit en de Fst- waarden (Weir & Cockerham; 1984) werden berekend met het programma Genetix (Belkhir et al, 2000). De begrippen heterozygositeit en allelische diversiteit werden uitvoerig in Baert et al. (2003) besproken. De Fst-waarden zijn een maat voor de mate van genetische overlap tussen verschillende populaties. Bij de interpretatie van Fst-waarden worden volgende vuistregels gehanteerd (Hartl et al., 1997).

- Een waarde van 0,05 tem 0,15 duidt op een geringe genetische differentiatie tussen subpopulaties
- Een waarde van 0,15 tem 0,25 duidt op grote genetische differentiatie tussen subpopulaties
- Een waarde van 0,25 duidt op een zeer grote genetische differentiatie tussen subpopulaties
- We voerden eveneens een factoriële correspondentie analyse uit met het programma Genetix (Escofier & Pagès, 1990). Met deze methode kan men verschillen tussen populaties grafisch weergeven.

2.2.3 Resultaten

In tabel 2.3 vatten we de resultaten van de linkage disequilibrium test samen. Voor deze analyse werden alle stalen samengevoegd.

Locus	p-waarde
CSSM43 – BM757	0,008
HUJI177 – CSSM41	0,030
NVHRT48 – CSSM39	0,022
NVHRT48 – OarFCB304	0,033
OarFCB304 – CSSM43	0,012

Tabel 2.3: p-waarde van de "linkage-disequilibrium test" zoals uitgevoerd in genepop (Raymond et al., 1995) voor het in Vlaanderen verzamelde staal. De p-waarde geeft de kans dat twee merkers niet samen varieren, wat er op kan wijzen dat ze zeer dicht bij elkaar op eenzelfde chromosoom liggen. In een dergelijk geval spreekt men van "valse replicatie, ttz men meet tweemaal exact hetzelfde.

Tabel 2.3 suggereert dat een aantal loci met elkaar 'gelinked' zijn. Indien een Bonferroni correctie toegepast wordt ($\alpha_{Bonferroni}$ = 0,0011), wat volgens een aantal auteurs aangeraden wordt (Sokal & Rohlf, 1995), is geen van de merkers gelinked. Verder noteren we dat bij eerdere studies (Galan et al., 2003; Coulon, 2002) andere microsatelliet paren als "mogelijk gelinked", werden geïdentificeerd, wat er eveneens op wijst dat deze observaties eerder aan toeval te wijten zijn. Enige voorzichtigheid bij de interpretatie van de Fst-waarden is echter geboden.

De p-waarde voor Hardy-Weinberg evenwichten van de verschillende populaties worden in tabel 2.4 samengevat. Hoewel er voor enkele microsatellieten een afwijking van het HWE wordt vastgesteld wijkt de p-waarde voor de samengenomen microsatellieten per populatie niet significant af van wat op basis van een volledige willekeurige voortplanting verwacht kan worden.

	p-waarde				
Locus	Galan et al.	E19Noord	E19Zuid	Kempen	Meerdaal
BM757	0,045	0,3843	0,0746	0,8384	0,4627
OarFCB304	0,526	0,7876	0,6511	1,0000	**0,0123**
BMC1009	0,361	0,8700	0,0982	0,2938	0,5241
HUJ1177	0,490	0,4075	**0,0470**	0,8529	0,2086
NVHRT48	0,848	**0,0403**	0,2892	1,0000	1,0000
CSSM41	0,613	0,2260	0,6122	0,5668	1,0000
CSSM43	0,447	**0,0432**	0,1623	0,6380	0,3862
IDVGA29	0,504	0,2259	1,0000	1,0000	1,0000
CSSM39	0,696	0,1635	0,7383	0,8398	0,8108
BM1706	0,095	0,2773	0,3762	0,0861	0,1834
Samen	-	**0,0819**	**0,1509**	**0,9602**	**0,4288**
N	**30**	**45**	**73**	**13**	**24**

Tabel 2.4: p-waarden voor het Hardy Weinberg evenwicht gegeven voor elke microsatelliet en alle microsatellieten voor de verschillende bemonsterde locaties.

In tabel 2.5 en 2.6 vatten we de heterozygositeit en de allelische diversiteit van de verschillende populaties samen. In tabel 2.5 geven we eveneens de resultaten voor twee franse populaties (Galan et al., 2003: Coulon, 2002). In tabel 2.6 worden naast de berekening voor de vier bemonsterde populaties ook de resultaten van een franse populatie (Galan et al, 2003) en het samengevoegde staal van Vlaanderen gegeven. In figuur 2.7 en 2.8 worden deze resultaten grafisch weergegeven. In annex I geven we een overzicht van de frequentie verdeling van de verschillende allelen per Locus in de verschillende populaties.

Noteer dat de waargenomen heterozygositeit op een aantal locaties in Vlaanderen hoger ligt dan de verwachtte heterozygositeit. In geïsoleerde populaties verwacht men echter dat door inteelt en het aantal homozygote dieren toeneemt. De verschillen zijn – behalve in Dessel – klein en niet-significant. Aangezien het staal dat in Dessel verzameld werd (Kempen) klein is, kan dit resultaat mogelijk een artefact zijn wat door verder onderzoek geverifieerd dient te worden.

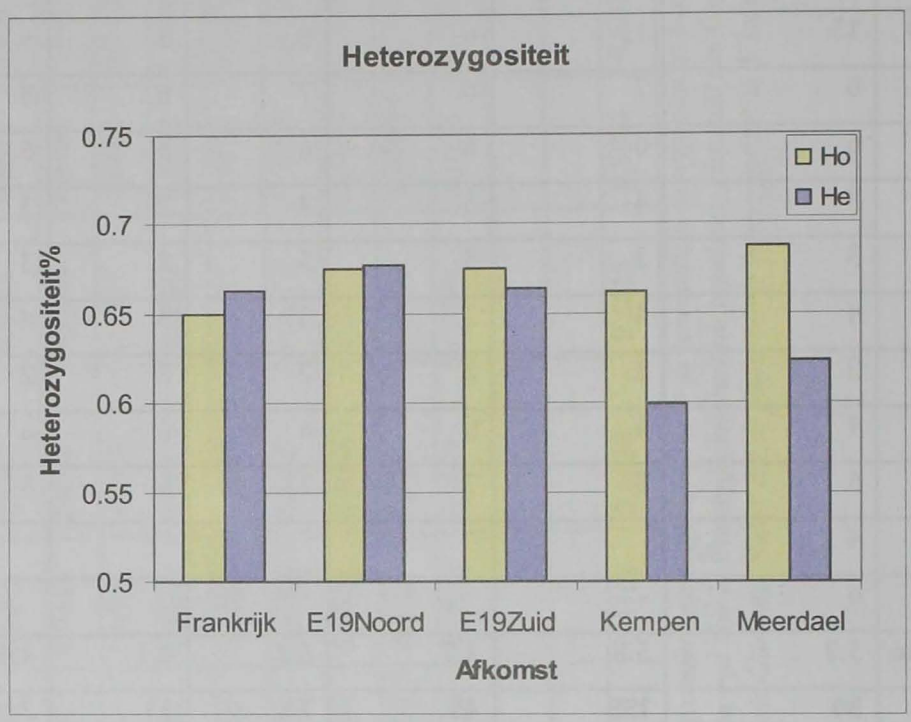
Locus	Gallard et al.		Coulon		E19Noord		E19Zuid		Kempen		Meerdael	
	Ho	**He**	**Ho**	**He**	**Ho**	**He**	**Ho**	**He**	**Ho**	**He**	**Ho**	**He**
BM757	**0,9000**	**0,8710**	**0,8516**	**0,8424**	0,6222	0,7014	0,7123	0,7491	**0,7692**	**0,7415**	0,7083	0,7598
OarFCB304	0,9330	0,9250	0,8927	0,9169	**0,6667**	**0,6627**	0,5205	0,5307	**0,6154**	**0,5077**	**0,9167**	**0,7119**
BMC1009	0,6000	0,6670	0,6646	0,7003	**0,7271**	**0,7111**	**0,7514**	**0,6712**	**0,7538**	**0,6154**	0,7119	0,8333
HUJ1177	0,8670	0,7430	**0,7041**	**0,6688**	0,6437	0,6667	0,6504	0,6849	0,7477	0,8462	**0,7473**	**0,5833**
NVHRT48	0,5000	0,4520	0,4420	0,4800	**1,0000**	**0,7493**	**1,0000**	**0,722**	**1,0000**	**0,6492**	**1,0000**	**0,6152**
CSSM41	0,6670	0,6320	**0,6533**	**0,6463**	**0,5790**	**0,4667**	**0,6067**	**0,6000**	0,4923	0,6154	0,2633	0,2917
CSSM43	0,7000	0,6800	0,7094	0,6852	**0,6256**	**0,4286**	**0,6364**	**0,6027**	0,4277	0,5385	0,6144	0,625
IDVGA29	0,2330	0,2590	**0,3194**	**0,3107**	0,5055	0,6136	**0,4712**	**0,4648**	0,3231	0,3846	0,3608	0,375
CSSM39	0,6630	0,6100	0,5417	0,5670	0,7960	0,8000	**0,7557**	**0,726**	**0,5846**	**0,5385**	0,7411	0,7917
BM1706	0,7330	0,7100	0,6404	0,6479	**0,7808**	**0,7727**	0,7587	0,7671	0,7631	0,6923	0,7074	0,7500
IDVGA8	0,6670	0,6600	0,6590	0,6772	-	-	-	-	-	-	-	-
BM848	0,7330	0,7540	0,7485	0,7833	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	0,6493	0,6634	0,6748	0,6771	**0,6750**	**0,6636**	**0,6615**	**0,5991**	**0,6875**	**0,6233**

Tabel 2.5: *Samenvatting van de heterozygositeit van de bemonsterde populaties. Ho = de waargenomen heterozygositeit; He = de verwachtte heterozygositeit op basis van de Hardy-Weinberg wet (volledig random selectie). De populaties Gallar et al. en Coulon zijn twee in Frankrijk bemonsterde populaties. Het staal van Galan werd op verschillende plaatsen in Frankrijk verzameld, het staal van Coulon in de Haute-Garonne. Noteer dat de geobserveerde heterozygositeit in Vlaanderen op een aantal plaatsen hoger is dan de verwachtte heterozygositeit (vet).*

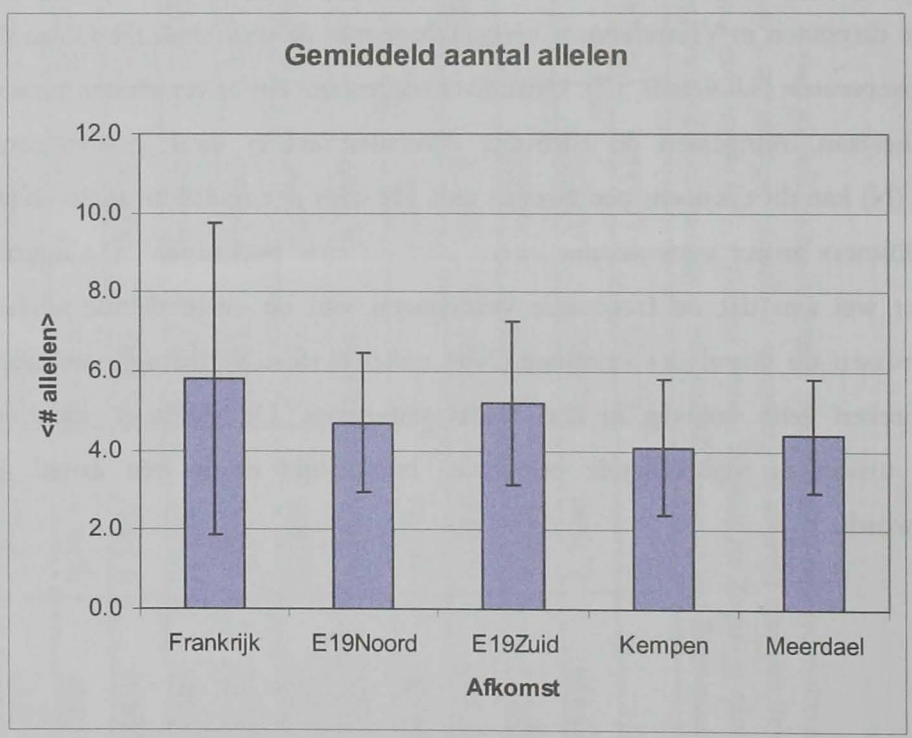
Locus	Gallard et al.	Vlaanderen	E19Noord	E19Zuid	Kempen	Meerdael
BM757	10	7	5	6	4	6
OarFCB304	15	11	6	8	5	5
BMC1009	6	7	6	7	6	4
HUJ1177	6	6	6	6	5	6
NVHRT48	3	4	3	4	2	3
CSSM41	3	3	3	3	2	3
CSSM43	4	4	3	3	3	4
IDVGA29	2	2	2	2	2	2
CSSM39	4	6	6	6	6	6
BM1706	5	8	7	7	6	5
IDVGA8	4	-				
BM848	6	-				
Gemiddelde	**5.7**	**5.8**	**4.7**	**5.2**	**4.1**	**4.4**
N	**30**	**155**	**45**	**73**	**13**	**24**

Tabel 2.6: Aantal allelen per Locus en populatie en gemiddeld aantal allelen per populatie in Vlaaderen, de totale Vlaamse populatie (Vlaanderen) en een Franse populatie (Galan et al, 2003)

De allelische diversiteit in Vlaanderen is vergelijkbaar met de diversiteit die Galan et al (2003) in Frankrijk observeerde (5.8 versus 5.7). Onze data suggereren dat er verschillen tussen de Vlaamse populaties bestaan. Aangezien de allelische diversiteit echter sterk gecorreleerd is met de staalgrootte (N) kan dit eveneens een artefact zijn. De kans dat zeldzame allelen niet bemonsterd worden, is immers groter voor minder intens bemonsterde populaties. De figuren in annex I tonen echter wel aan dat de frequentie verdelingen van de verschillende allelen opvallende verschillen tussen de populaties vertonen. Niet enkel is deze verdeling verschillend, bepaalde allelen ontbreken zelfs volledig in een aantal populaties. Dit duidt er alleszins op dat de uitwisseling tussen de verschillende populaties bemoeilijkt en in een aantal gevallen zelfs verhinderd wordt.



Figuur 2.7: Waargenomen (Ho) en verwachtte (He) heterozygositeit in de bemonsterde populaties en een populatie in Frankrijk (Galan et al.)

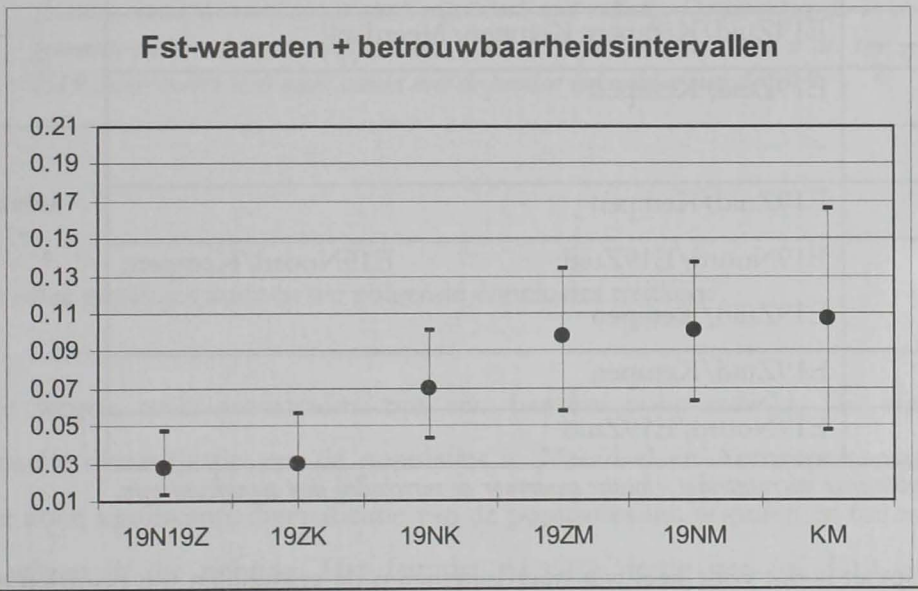


Figuur 2.8: Allelische diversiteit in de bemonsterde populaties en een populatie in Frankrijk (Galan et al., 2003

In tabel 2.7 vatten we de Fst-waarden met hun betrouwbaarheidsinterval samen. In figuur 2.9 geven we deze grafisch weer.

				Betrouwbaarheids interval	
		Code	Fst	onder	boven
E19Noord	E19Zuid	19N19Z	0,02731	0,01335	0,04662
E19Zuid	Kempen (Dessel)	19ZK	0,02927	0,00596	0,05679
E19Noord	Kempen (Dessel)	19NK	0,0702	0,04296	0,10021
E19Zuid	Meerdael	19ZM	0,09813	0,05762	0,13354
E19Noord	Meerdael	19NM	0,10035	0,06293	0,13695
Kempen (Dessel)	Meerdael	KM	0,10708	0,04699	0,16563

Tabel 2.7: Fst-waarden samen met hun betrouwbaarheidsinterval (berekend via permutatie met het programma genetix) van de bemonsterde populaties. De codes in de tabel worden gebruikt in figuur 2.9.



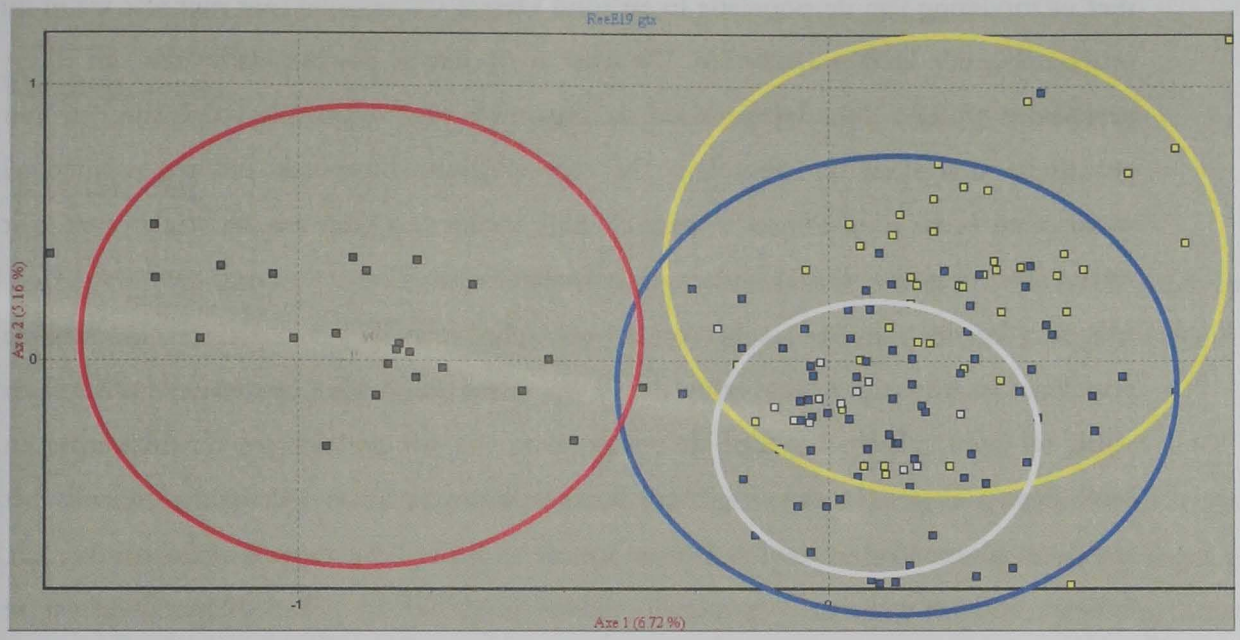
Figuur 2.9: Fst-waarden samen met hun betrouwbaarheidsinterval (berekend via permutatie met het programma genetix) van de bemonstrede populaties.

Onze data wijzen dus op een geringe tot grote genetische differentiatie tussen de populaties in Antwerpen en Meerdael. Bovendien neemt de differentiatie van de Antwerpse populaties t.o.v. de populatie in Meerdael toe van noord naar zuid, startend met de gebieden ten noorden van de E19 (19N) over de gebieden ten zuiden van de E19 (19Z) naar de gebieden rond Dessel (Kempen). Dit stemt overeen met wat men verwacht, aangezien de verschillen het grootst zijn tussen de populaties die het verst van elkaar afliggen en/of waartussen de meeste barrières liggen. In tabel 2.8 geven we voor de verschillende merkers aan welke combinaties Locus-locatie niet significant zijn.

Locus	Niet significant verschillend
IDVGA29	E19Zuid/Kempen; Kempen/Meerdael
CSSM39	OK
IDVGA8	-
BM1706	E19Zuid/Kempen
HUJ1177	E19Zuid/Kempen; Kempen/Meerdael
BMC1009	E19Zuid/Kempen; Kempen/Meerdael
OarFCB304	E19Zuid/Kempen
BM848	-
NVHRT48	E19Zuid/Kempen
CSSM41	E19Noord/E19Zuid; E19Noord/Kempen; E19Zuid/Kempen
BM757	E19Zuid/Kempen
CSSM43	E19Noord/E19Zuid

Tabel 2.8: combinaties microsatelliet - locatie waarvoor de verschillen niet significant zijn.

Wat hierbij opvalt is dat voor heel wat microsatellieten de verschillen ten noorden en ten zuiden van de E19 hoewel klein toch significant zijn. Dit wordt bevestigd door de factoriële correspondentie analyse die we in figuur 2.10 geven. De overlap tussen de Meerdael populatie (rood) en monsters genomen in Antwerpen is praktisch nihil. De puntwolken ten noorden (geel) en ten Zuiden (blauw) overlappen weliswaar sterk maar toch niet volledig. De monsters die in en rond Dessel genomen werden (wit) overlappen met zowel de populaties ten noorden als ten zuiden van de E19 maar vallen toch meer samen met de punten ten zuiden van de E19.



Figuur 2.10: Factoriële correspondentie analyse. De overlap tussen de Meerdael populatie (rood) en monsters genomen in Antwerpen is praktisch nihil. De puntwolken ten noorden (geel) en ten Zuiden (blauw) overlappen weliswaar sterk maar toch niet volledig. De monsters die in en rond Dessel genomen werden (wit) overlappen met zowel de populaties ten noorden als ten zuiden van de E19 maar vallen toch meer samen met de punten ten zuiden van de E19.

2.2.4 Conclusies

Op basis van onze gegevens kunnen we volgende conclusies trekken:

- Grote wegen zoals autostrades zijn een barrière voor reewild. De bijna volledige genetische diversificatie van de populaties in Meerdael en Antwerpen, maar vooral de kleine doch significante diversificatie van de populaties ten noorden en ten zuiden van de E19 wijzen in die richting. Het feit dat na circa dertig jaar (cf. E19 werd in 1972 Aangelegd) reeds verschillen gevonden worden is verontrustend. Dit onderscheid wordt voornamelijk op basis van de verschillen in frequentieverdeling en allelen samenstelling van de deelpopulaties gemaakt. De data van de telemetrische studie (zie hoofdstuk 3) wijzen er eveneens op dat reeën grotere wegen vermijden en dat het risico op verkeersongevallen reëel is eens de dieren dergelijke wegen oversteken.

- De heterozygositeit en de allelische diversiteit in de verschillende Vlaamse populaties – met uitzondering van de populatie in en rond Dessel - is vergelijkbaar met wat we in de ons omringende landen aantreffen. Dit wijst er op dat de deelpopulaties die van elkaar gescheiden worden door bijvoorbeeld de autostrade nog voldoende groot zijn om hun genetische diversiteit te behouden. De lage allelische diversiteit die we momenteel waarnemen in en rond Dessel is waarschijnlijk eerder te wijten aan de staalgrootte. Dit moet echter nog door verder onderzoek bevestigd worden.
- Het feit dat de populatie in Meerdael praktische volledig genetisch verschilt van de populaties in Antwerpen wijst er op dat de oorspong van beide populaties verschilt. Een vijftig tal jaren geleden beperkte de verspreiding van het ree zich tot de Antwerpse en Limburgse Kempen en enkele grotere boscomplexen in Vlaams-Brabant. Ondanks het feit dat er momenteel overal ten Oosten van de as Brussel-Antwerpen reeën voorkomen, hebben beide populaties nog niet de tijd of mogelijkheid gehad zich met elkaar te vermengen.

Hoewel we dus kunnen besluiten dat zowel de genetische als de allelische diversiteit van de Vlaamse populaties nog goed is, wijzen onze data er toch op dat autosnelwegen en gewestwegen als (absolute) barrières kunnen beschouwd worden. De populaties zijn momenteel echter nog groot genoeg om het verlies aan allelen op te vangen, maar de kans dat er zich in de toekomst wel problemen voordoen is echter reëel. In die zin zijn ontsnipperende maatregelen zeker nodig. Bovendien moet men er rekening mee houden dat het ree een soort met een grote mobiliteit en een hoge levensverwachting is. Andere soorten, die eveneens in het leefgebied voorkomen, maar een geringere mobiliteit en minder hoge levensverwachting hebben, zullen meer baat bij dergelijke maatregelen kunnen hebben.

Het lijkt ook nuttig de reepopulatie op regelmatige tijdstippen te screenen, zodat men informatie krijgt over het al dan niet verslechteren van de huidige situatie.

3. Evaluatie van de vangsttechnieken

3.1 Voederproeven

3.1.1 Inleiding

In het tweede rapport (Baert et al., 2004) wordt een overzicht gegeven van de voederproeven uitgevoerd in het Meerdaelwoud. Op slechts 6% van de daar genomen foto's stonden etende reeën. Dit bijzonder lage percentage schreven we toe aan:

- Een aantal typische kenmerken van het ree: Reeën zijn bijzonder schuwe dieren wiens voedselpreferentie deels bepaald wordt door het type voedsel dat ze als jong gegeten hebben (Maizeret et al., 2002). Dit zou kunnen betekenen dat reeën een vrij lange periode nodig hebben om aan nieuw voedsel te wennen.
- Het voedselaanbod in het studiegebied: In het Meerdaelwoud is het voedselaanbod steeds hoog. Het aantal dagen met sneeuwval – dagen waarop voedsel schaars is – is in Vlaanderen laag.
- Problemen met de trailcam opstelling: Slechte afstelling van de infrarood sensor en foutieve opstelling (cf. bewegende planten in het actieve veld) resulteerde in een vrij groot aantal 'valse registraties'. Dit werd oa aangetoond door het hoge percentage foto's waarop geen dieren stonden.
- Verkeerde keuze van het aangeboden voedsel: Verschillende types voedsel bleven zeer lange tijd onaangevreten op de voederplekken liggen. Enkel notenmengsels en maïs werden regelmatig gegeten. Bovendien kon slechts in één geval met zekerheid aangetoond worden dat de maïs door ree aangevreten was.

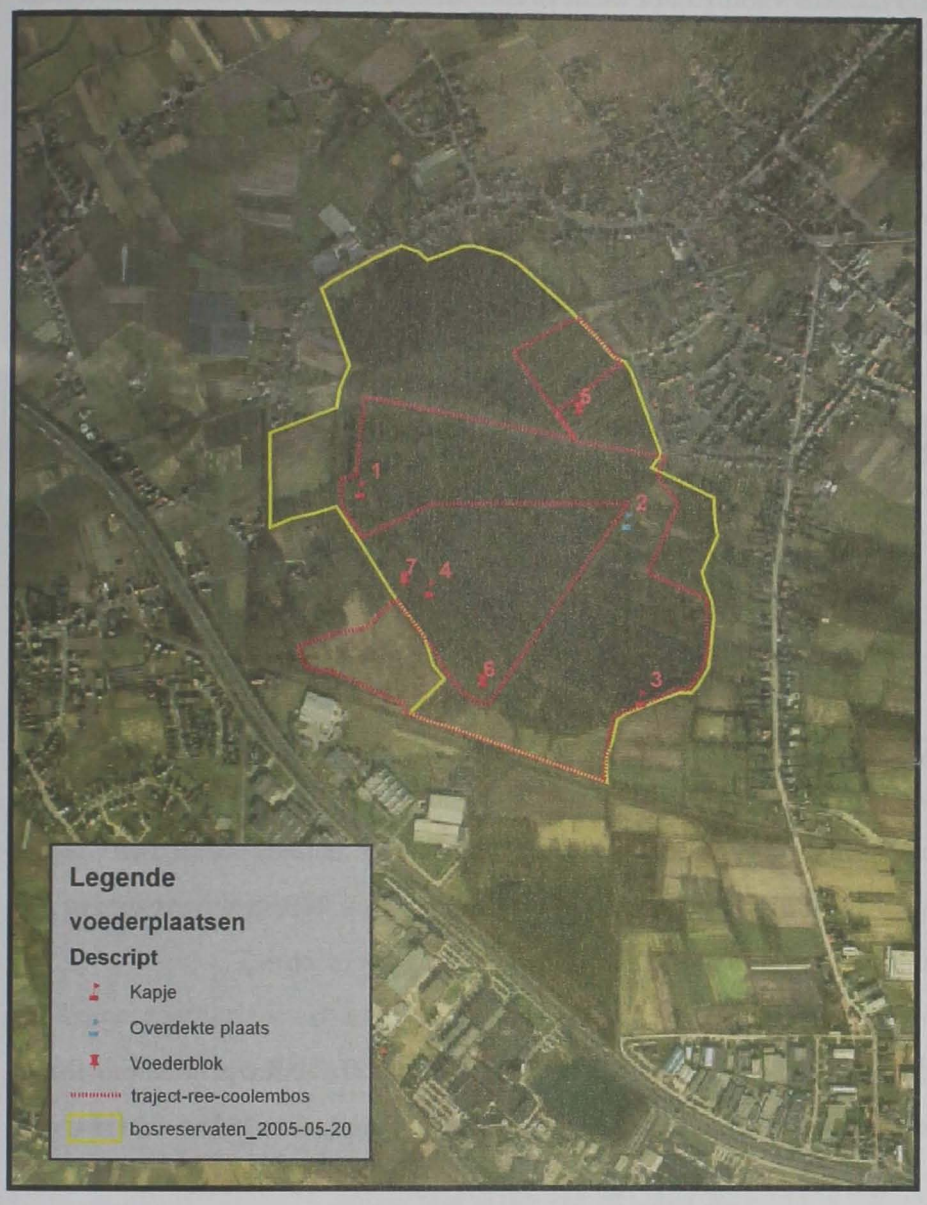
In 2004 startten we een nieuwe reeks proeven in het bosreservaat 'Coolhembos'. In dit reservaat bevindt zich een populatie die in het verleden verschillende jaren bijgevoederd werd. Bovendien is het voedselaanbod in dit gebied veel lager dan in Meerdael.

3.1.2 Materiaal & Methode

A. Voederplekken met fotovallen

Als tweede proefterrein kozen we het bosreservaat Coolhembos (Puurs, provincie Antwerpen). In dit domein, met een oppervlakte van circa 80ha, bevindt zich een reewild populatie die op circa 10 à 20 dieren geschat wordt. Het reservaat zelf is volledig omrasterd en niet toegankelijk voor het publiek. Het zuidwestelijke gedeelte van het reservaat grenst aan een gemeentelijke domein dat wel toegankelijk is voor het publiek. Het gemeentelijke domein is eveneens omrasterd maar beide stukken worden niet van elkaar gescheiden door draad. Op het gemeentelijke deel liggen een aantal van de beste voedsel- en rustgebieden voor reewild (cf. drogere en/of beboste stukken).

In het reservaat bevinden zich een aantal voederplaatsen (zie figuur 3.1). Op vijf van deze plaatsen, waar voldoende dekking voor reewild aanwezig was, werden trailcam fotovallen opgesteld (Trailmaster TM-550; http://www.trailmaster.com/; Baert et al., 2004). Een dergelijke opstelling bestaat uit een infrarood sensor, die beweging registreert, en een camera die, nadat hij een signaal krijgt van de sensor, een foto trekt.



Figuur 3.1:

Orthofoto van het bosreservaat Coolhembos met daarop de voederplekken, de perimeter van het reservaat (gele lijn) en het teltraject (rode lijn).

De afstelling van de infrarode sensors bepaalt welke dieren/evenementen geregistreerd worden. In Coolhem kozen we voor een minder gevoelige afstelling. Dit betekent dat een dier een grotere afstand moet afleggen om het signaal te activeren, wat het voordeel heeft dat bewegingen over korte afstand – typisch voor bewegende planten – de sensor niet langer activeren. Om het aantal valse registraties nog verder te reduceren werden de infrarood sensors op of naast de voederbakken gemonteerd en naar een niet bewegend oppervlak gericht (vb. boomstam, houten plaat). Tot slot verkleinden we, door een groot deel van het lichtgevoelige venster af te plakken, de hoek waarbinnen de sensor meet. De fotovallen stonden 24uur per dag op scherp. Tussen het nemen van elke foto werd een minimaal interval van één minuut geprogrammeerd.

In tabel 3.1 geven we een overzicht van de data waarop voor de verschillende voederplaatsen de fotovallen op scherp stonden. Noteer dat deze bemonstering niet continu was. Op locatie L2 werden tijdelijk twee opstellingen geplaatst. Om de gegevens van de verschillende locaties met elkaar te kunnen vergelijken deelden we zowel het aantal foto's als het aantal registraties door het totale aantal dagen dat een plaats bemonsterd werd. Hoewel het aantal registraties een maat is voor het aantal bezoeken op de voederplaats zijn het de foto's die toelaten te bepalen welke dieren de voederplekken bezochten.

locatie	Plaatsen1	Verwijderen1	Dagen	Plaatsen2	Verwijderen2	Dagen2	Totaal # dagen
L1	20/11/2003	27/11/2003	7	17/02/2004	7/04/2004	50	**57**
L2weg	17/11/2003	15/01/2004	59	27/11/2003	15/01/2004	49	**108**
L2wei	20/11/2003	26/02/2004	98	15/03/2004	7/04/2004	23	**121**
L3	20/11/2003	8/01/2004	49	15/01/2004	17/02/2004	33	**82**
L4	27/11/2003	15/01/2004	49	6/02/2004	7/04/2004	61	**110**
L5	27/11/2003	29/01/2004	63	6/02/2004	7/04/2004	61	**124**

Tabel 3.1: Overzicht van de bemonsteringsdata op de verschillende voederplekken in het Coolhembos.

De voederplaatsen werden wekelijks gecontroleerd. Bij elk bezoek noteerden we of het voedsel niet, deels of volledig opgegeten werd. Indien nodig werd de film (fuji 400ASA) vervangen. Als voedsel gebruikten we een mengsel van maïs en gerst(Braspennings pers. com.).

Indien eenzelfde dier of diergroep langere tijd op een voederplek blijft, worden er meerder foto's genomen. In onze verdere berekeningen wordt een dergelijke reeks als slechts één bezoek beschouwd. We spreken van een reeks indien het tijdsinterval tussen de genomen foto's van de dieren kleiner of gelijk is aan vijf minuten.

B. Aantal dieren in het gebied

We bepaalden wekelijks een kilometer index van het reewild in het reservaat. Bij deze methode wandelt een waarnemer een vooraf bepaald traject (zie figuur 4.1) en noteert de plaats, het tijdstip en eventueel de looprichting (cf. vermijden van dubbeltellingen) van elke ree. Nadien wordt berekend hoeveel reeën per kilometer werden waargenomen. Het traject in het Coolhembos is 5.52km lang.

Aangezien we hier echter vooral geïnteresseerd zijn in het totaal aantal dieren dat in het gebied aanwezig is, standaardiseren we onze gegevens niet, maar geven we enkel het maximale aantal dieren dat tijdens één telling waargenomen werd in een bepaalde maand samen met het maandelijkse gemiddelde en de standaard afwijking.

De fluctuaties van deze maandelijkse waarden zijn grotendeels te wijten aan veranderingen van de activiteitsgraad van de dieren, wijzigingen in de zichtbaarheid (cf. plantengroei) en toeval. De lage mortaliteit van reeën tijdens de wintermaanden gecombineerd met het feit dat de jongen pas in mei geboren worden, maakt het immers vrij onwaarschijnlijk dat de aantallen in de periode oktober t.e.m. mei, in onbejaagde gebieden, drastisch veranderden. Het maximale aantal dieren tijdens één telling waargenomen in deze periode kan dan ook beschouwd worden als het minimum aantal in het gebied aanwezig dieren.

C. Kerngebieden

Wanneer we ervan uitgaan dat de waarnemingskans overal in het bosgebied even groot is, kunnen de puntwaarnemingen van de tellingen gehanteerd worden om activiteitsgebieden af te bakenen. We gebruikten hiervoor kernels.

De kernel methode is een niet-parametrische methode die een waarschijnlijkheidsdensiteit bepaalt (White and Garrot, 1990; Rodgers & Carr, 1998; Millspaugh & Marzluff, 2001). Aan elke plaats in het gebied wordt een bepaalde kans toegekend er een dier aan te treffen. Men somt vervolgens deze waarschijnlijkheden op, beginnende bij de plaatsen met de hoogste waarschijnlijkheid om zo gebieden af te bakenen waarbinnen een dier zich met een welbepaalde zekerheid bevindt. De 95% kernel bijvoorbeeld bakent het kleinste gebied af waarbinnen we een specifiek dier met 95% zekerheid zullen aantreffen. Voor de 55% kernel is die kans 55%. De 95% kernel, die ook plaatsen bevat waar de kans een ree aan te treffen eerder gering is, is natuurlijk veel groter dan de 55% kernel. De 55% kernel kan ook beschouwd worden als het kerngebied, het deel van het leefgebied waar het dier zich het grootste deel van de tijd ophoudt en waar zich vermoedelijke de belangrijkste hulpbronnen, voor ree bijvoorbeeld dekking en voedsel, bevinden.

De kernels werd berekend met de GIS Home Range Extensie (Rodgers, 1998). We kozen voor "fixed smoothing", aangezien deze methode vooral op de randen van het leefgebied betrouwbaardere resultaten geeft (Worton 1995; Seaman and Powell 1996; Seaman et al. 1999) en een raster resolutie van 70 cellen. De "smoothing factor" H bepaalden we met de "biased cross-validation" methode. Deze methode zoekt een evenwicht tussen het gebruik van een referentie waarde h_{ref} , die enkel goed werkt indien slechts één kerngebied in het leefgebied aanwezig is (wat hier zeker niet het geval is, aangezien het hier om meerdere dieren gaat!) en h_{LSCV}. Deze laatste methode, de "least square cross-validation" methode (Worton, 1995), resulteert vaak in de afbakening van een onrealistisch groot aantal kerngebieden (Kernohan et al., 2001).

3.1.3 Resultaten

A. Voederplekken met fotovallen

Analyse van de foto's

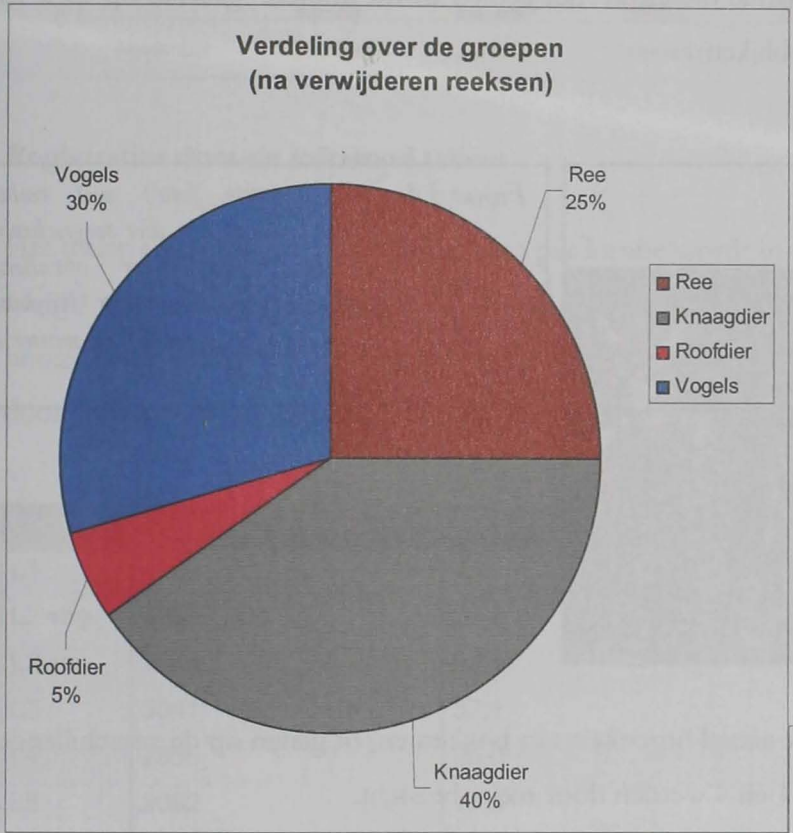
In tabel 3.2 geven we een overzicht van het aantal foto's dat tijdens de onderzoeksperiode in de bosreservaten Coolhembos en Meerdael getrokken werd. Uit deze tabel blijkt dat het aantal foto's waarop een dier staat stijgt van nog geen 7% in Meerdael tot 46.4% in Coolhembos. Bovendien steeg het aantal geslaagde opnames op de voederplekken in Meerdael van 7% in de winter (met voedsel) naar 12% in de zomer (zonder voedsel). Deze stijgingen kunnen dan grotendeels toegeschreven worden aan een verbeterde opstelling van de infrarood sensors en een daaraan gekoppelde daling van het aantal valse registraties. Het aantal valse registraties ligt echter in 2004 nog steeds boven de 50%.

	Aantal		Procent	
	Coolhembos	Meerdael	Coolhembos	Meerdael
Totaal aantal foto's	741	396		
Foto's met dier	344	26	46.4	6.6
Foto's met ree	90	24	12.2	6.1

Tabel 3.2: Overzicht van de resultaten van de fotovallen in Coolhembos

In figuur 3.2 wordt het procentuele aandeel van de verschillende diergroepen op de foto's met een dier op (N = 344) gegeven. Deze gegevens suggereren dat slechts een kwart van alle registraties van de infrarood sensors aan ree kan worden toegeschreven.

Volgende soorten werden op de voederbakken gefotografeerd: kauw, bosuil, houtduif, fazant, en wilde eend (vogels), eekhoorn, bruine rat en muis (knaagdier); bunzing, huiskat (roofdier) en ree.

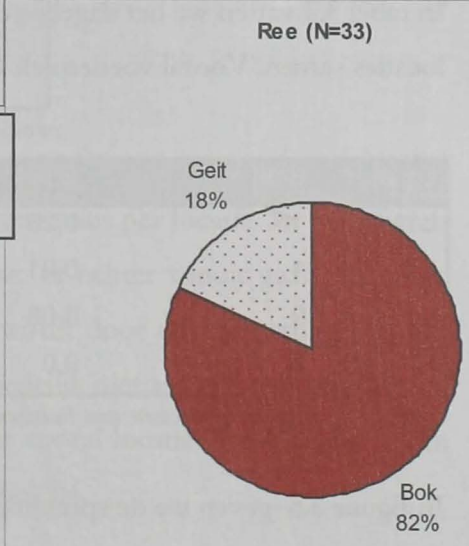


Figuur 3.2: procentuele aandeel van de verschillende diergroepen op de foto's met een dier op. Op slechts 25% van deze foto's stond een ree.

Slechts een vijftal foto's konden niet aan dit dier toegewezen worden. In al deze gevallen betrof het foto's van een slechte kwaliteit, wat individuele herkenning sowieso moeilijk maakt (cf. weerspiegeling in water, enkel oplichtende ogen, dier te ver af).

Bekijken we het aandeel ree iets meer in detail (figuur 3.3), dan zien we dat 82% van de dieren op de foto's bokken zijn en slechts 18% geiten.

Studie van de foto's toonde bovendien aan dat het waarschijnlijk slecht om één enkele bok ging, die dankzij enkele opvallende keelvlekken en een goed ontwikkeld gewei vrij gemakkelijk te herkennen was (zie figuur 3.4).



Figuur 3.3: Aandeel bokken en geiten op voederplekken.

De kwaliteit van de zes foto's van geiten liet evenmin individuele herkenning toe. Het kan hier dus om één of om zes verschillende dieren gaan.

Op basis van deze foto's kunnen we besluiten dat er minsten twee dieren (één bok en één geit) van de voederplekken gebruik maakten. Geiten bezoeken de voederplekken zelden. De voederplekken worden m.a.w. door slechts een fractie van het aantal dieren gebruikt die in het gebied rondliepen. Het minimaal aantal dieren in het gebied wordt immers geschat op 10 à 15 dieren (zoals uit de telgegevens zal blijken).

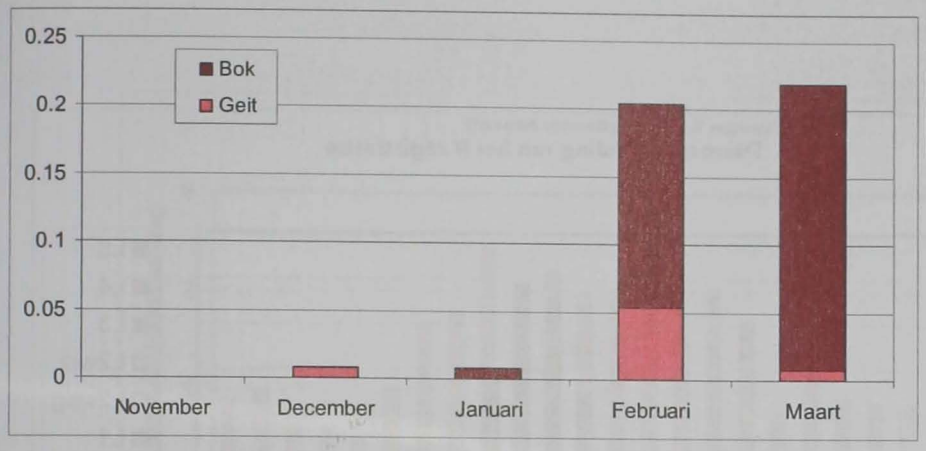
Figuur 3.4: De meeste foto's met reebok konden aan één dier toegeschreven worden, dat zeer opvallende keelvlekken had. Op bijgaande foto zie je "witvlek" in winter en zomer vacht.

In tabel 3.3 vatten we het dagelijkse aantal bezoeken van bokken en/of geiten op de verschillende locaties samen. Vooral voederplek 1 en 4 werden door reeën bezocht.

Locatie	Bok	Bok:/dag	Geit	Geit/dag
L1	16	0,28	2	0,04
L2	1	0,01	0	0,0
L4	9	0,08	2	0,02
L5	0	0,0	2	0,02

Tabel 3.3: Aantal Bezoeken van bokken en/of geiten aan de voederplaatsen

In figuur 3.5 geven we de spreiding van het aantal bezoeken per dag en locatie door reewild in de loop van het jaar. Deze grafiek toont aan dat reeën de voederplekken vooral op het einde van de winter en in het vroege voorjaar bezoeken. Hierbij lijken de geiten iets vroeger naar de voederplekken te komen dan de bokken.



Figuur 3.5: Spreiding van de registraties in de loop van het jaar.

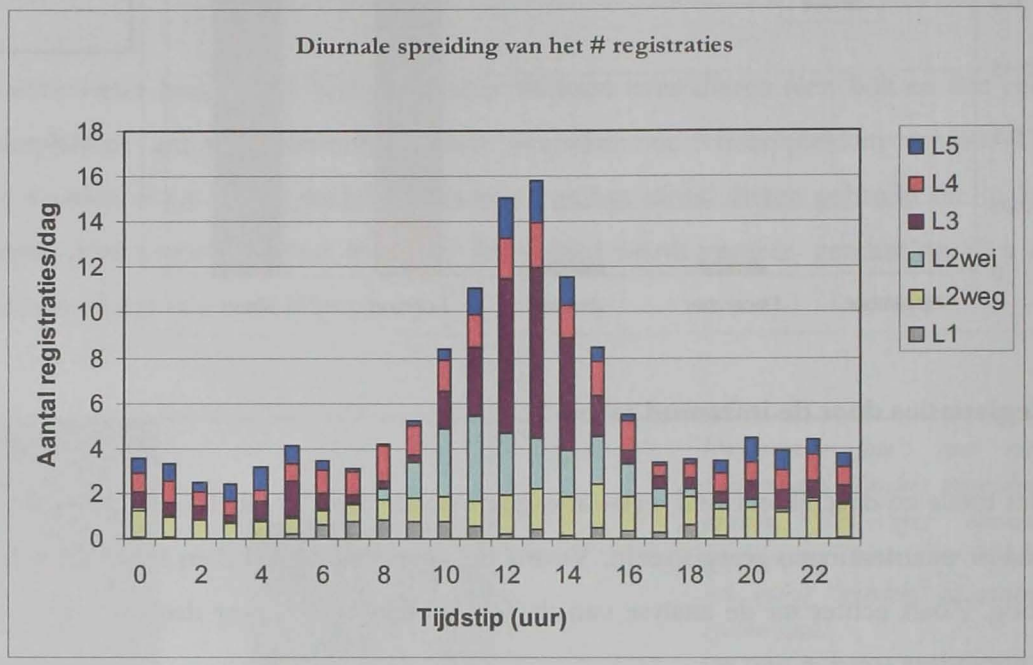
Registraties door de infrarood tellers

Het totale en dagelijkse aantal registraties per locatie wordt in tabel 3.4 gegeven. In totaal werden 14.110 waarnemingen geregistreerd. Vooral op voederplek L3, L2 en L4 is het aantal registraties hoog. Zoals echter uit de analyse van de foto's blijkt is dit zeker deels te wijten aan bezoekjes door andere soorten dan ree.

Locatie	Aantal registraties	Aantal registraties/dag
L1	419	7,4
L2weg	3057	28,3
L2wei	2675	22,1
L3	3041	37,1
L4	2856	26,0
L5	2062	16,6

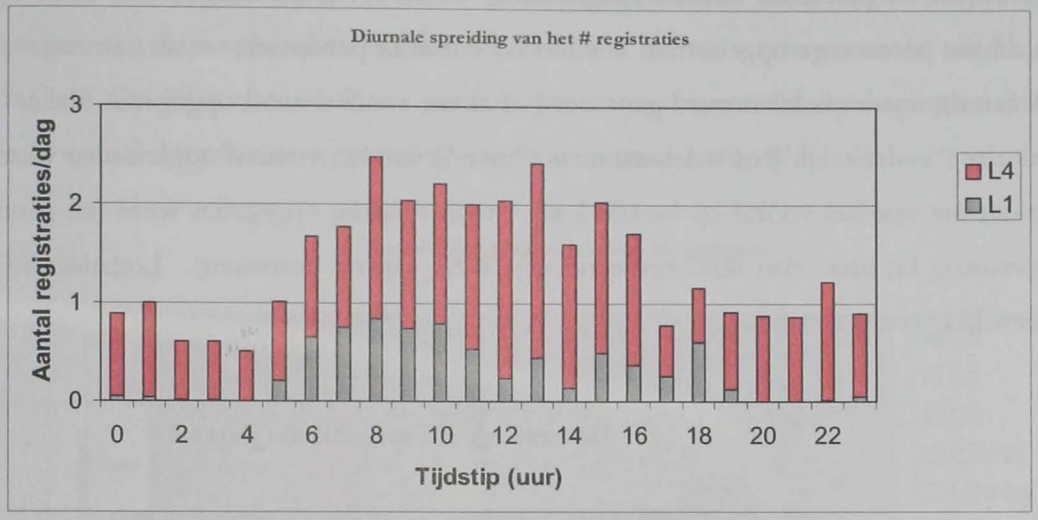
Tabel 3.4: Aantal registraties voor elke locatie in het bosreservaat Coolhembos.

In figuur 3.6 geven we de diurnale spreiding van het aantal registraties per locatie. In deze figuur valt vooral de piek tussen 10h00 en 16h00 op. Aangezien we er echter vanuit gaan dat reeën vooral 's morgens en 's avonds actief zijn, wat oa bevestigd wordt door de telemetrische studie (zie figuur 3.6), is een groot aantal van deze registraties vermoedelijk niet aan ree toe te schrijven. Ook de foto studie bevestigt dit aangezien die er op wijst dat vooral locaties 1 en 4 door reeën bezocht werden, wat niet overeenkomt met de resultaten in tabel 3.4.



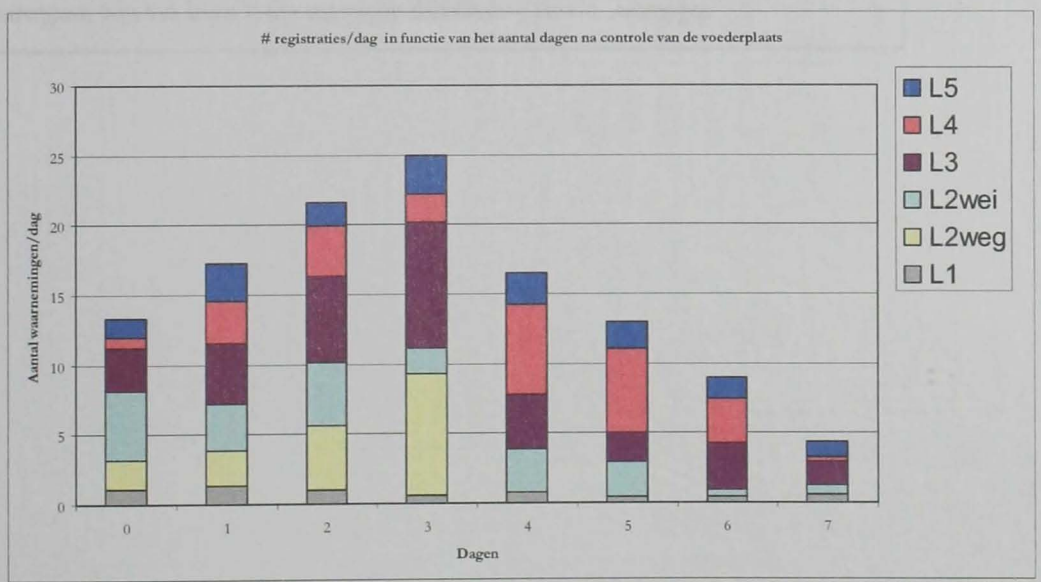
Figuur 3.6: Diurnale spreiding van het aantal registraties/dag van alle in het domein geplaatste tellers. De registraties werden gesommeerd maar elke locatie heeft een verschillende kleurcode.

Zetten we de diurnale spreiding van het aantal registraties op locaties 1 en 4 uit (figuur 3.7) dan zien we dat de curve inderdaad afvlakt. Een deel van deze registraties is zeker toe te schrijven aan ree. Nochtans blijft het aandeel van andere soorten ook op deze plekken vrij hoog, zoals uit de foto studie bleek. Bovendien is het risico op valse registraties het hoogst rond 14h00 (cf. beweging van door de zon opgewarmde takken, struiken).



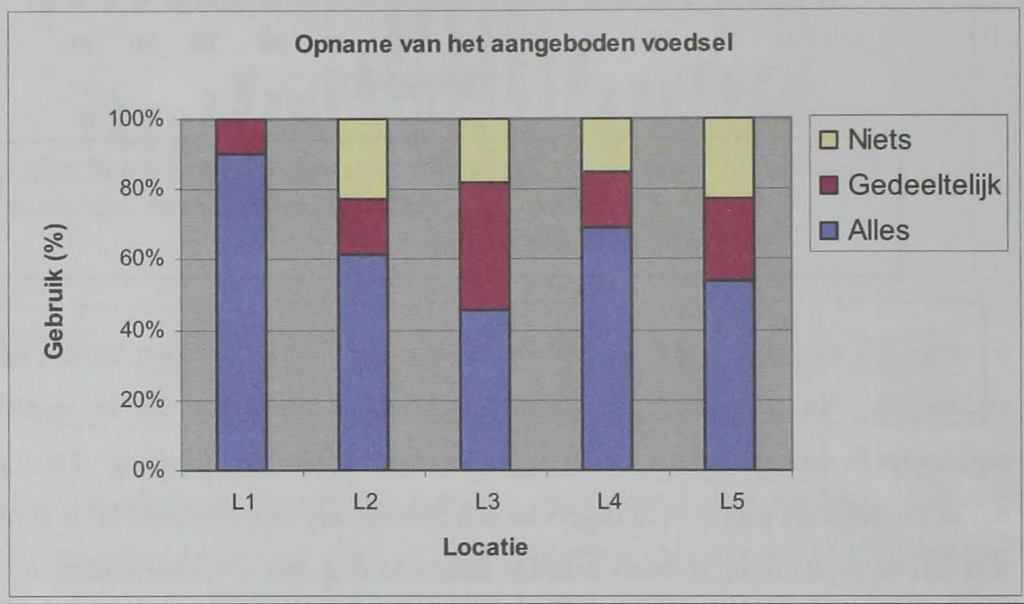
Figuur 3.7: Diurnale spreiding van het aantal registraties/ dag van de tellers op locatie 1 en 4. De registraties werden gesommeerd maar elke locatie heeft een verschillende kleurcode.

Vermits het mogelijk is dat we tijdens de controle van de voederplaatsen geurvlaggen op de voederplek achterlieten, die de dieren afschrikken, analyseren we in grafiek 3.8 het aantal registraties in functie van het aantal dagen na controle van de opstelling. Deze grafiek suggereert dat er mogelijk de eerste twee dagen na een bezoek aan een voederplek bij de dieren enige vrees was om de plaats terug te bezoeken. De daling na dag drie is waarschijnlijk te wijten aan het feit dat het eten vrij snel opgegeten werd. Figuur 3.9 bevestigt dit trouwens.



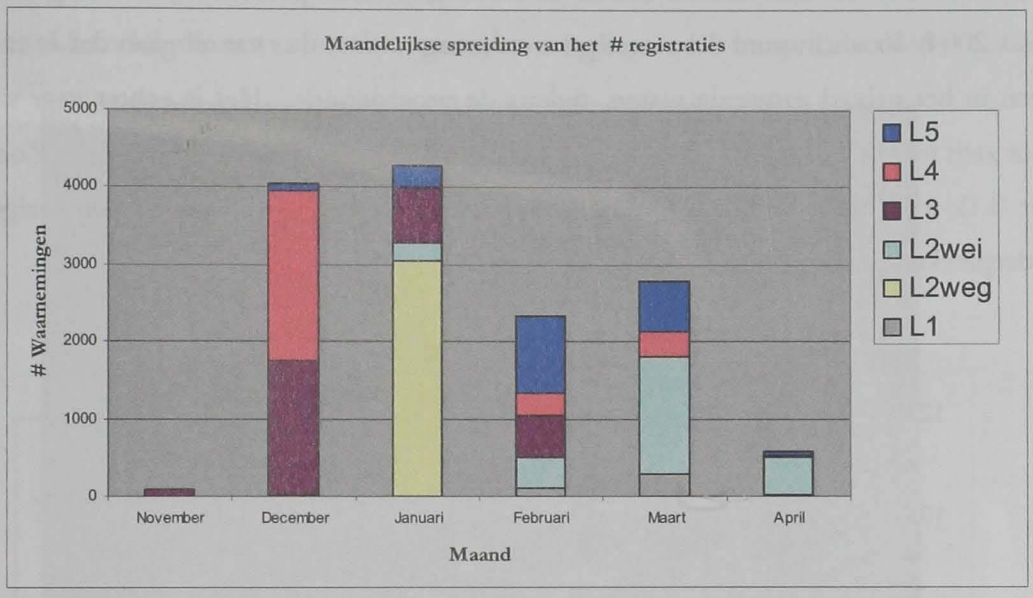
Figuur 3.8: Aantal registraties in functie van het aantal dagen na controle van de tellers. De registraties werden gesommeerd maar elke locatie heeft een verschillende kleurcode.

Dat de graanmengeling beter gesmaakt werd door reeën in vergelijking met de knollen/appels en maïskolven die in Meerdael werden aangeboden, wordt eveneens aangetoond door figuur 3.9, waarin de het percentage opgenomen voedsel bij controle per locatie wordt samengevat. Bij elk bezoek aan de voederplekken werd genoteerd of al het voedsel werd opgegeten ("alles"); slechts een gedeelte ("gedeeltelijk") of helemaal niets ("niets") van het voedsel opgenomen werd. Hierbij valt op dat het voedsel vooral op locatie 1 en 4 vaak volledig opgegeten werd (cf. geen voedsel meer aanwezig bij meer dan 80% respectievelijk 60% van de bezoeken). Locaties die frequent door reewild bezocht werden.



Figuur 3.9: Opname van het aangeboden granenmengsel. Ofwel werd het voedsel volledig opgegeten, slechts gedeeltelijk opgegeten ofwel werd het niet aangeraakt.

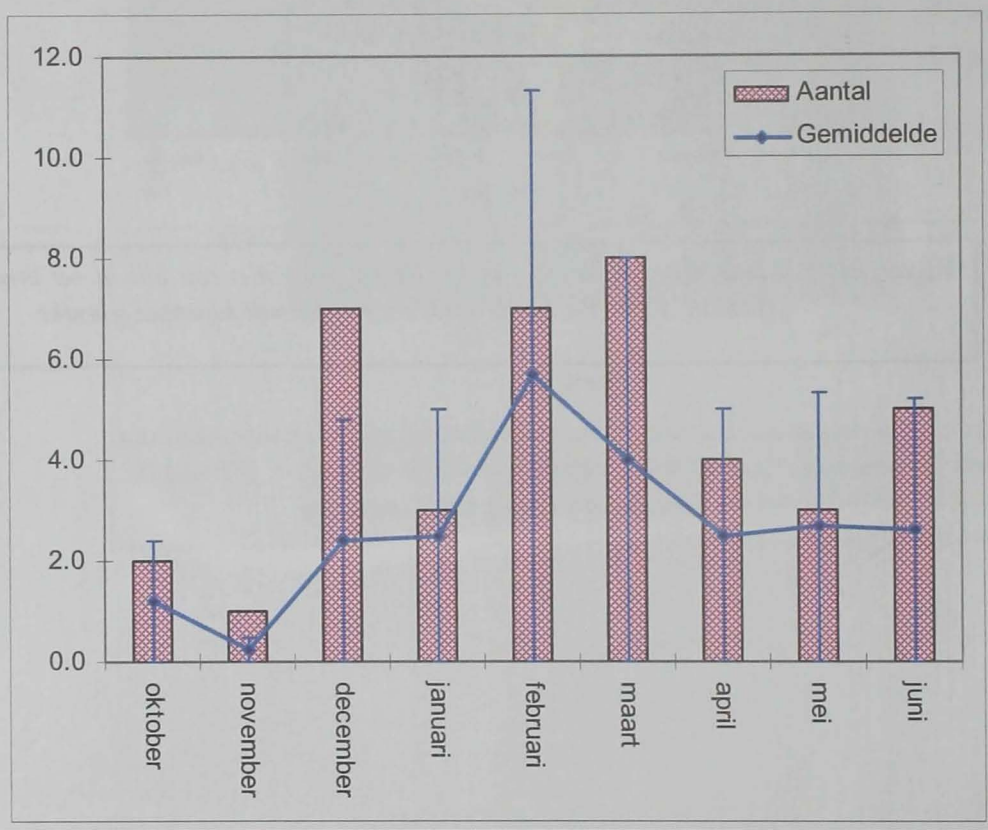
In figuur 3.10 geven we de maandelijkse spreiding van het aantal registratie. Deze grafiek suggereert dat het voedsel vooral tijdens de wintermaanden en het vroege voorjaar gegeten wordt. Analyse van de foto's toont aan dat ook heel wat andere soorten van de voederplekken gebruik maken. Op basis van de foto's kunnen we ervan uitgaan dat de stijging in december bijvoorbeeld vooral door fazanten en andere vogels veroorzaakt wordt.



Figuur 3.10: Maandelijkse spreiding van het aantal registraties van alle in het domein geplaatste tellers. Per locatie wordt een verschillende kleurcode gebruikt

B. Tellingen

In figuur 3.11 geven we voor de periode oktober 2003 tem juni 2004, het maandelijkse maximale aantal dieren in het gebied samen met de standaardafwijking. Uit deze grafiek blijkt dat de voederproeven uitgevoerd werden tijdens een periode van hoge activiteit (december – maart). Het maximale aantal dieren dat tijdens één telling in deze periode werd waargenomen is acht (maart 2004). Zoals in punt 3.1 uitgelegd werd, mag men er dus vanuit gaan dat er minimaal acht dieren in het gebied aanwezig waren, tijdens de proefperiode. Het is echter zeer waarschijnlijk dat er zich meer dieren in het .gebied bevonden (geschat aantal 10 tot 20 dieren). Zoals gesteld in punt 3.1) wijst dit er op dat slechts een fractie van de in het gebied aanwezige dieren de voederplekken bezocht.



Figuur 3.11: Traject tellingen reewild in Coolhembos. In de grafiek wordt het maximaal aantal dieren (staafdiagram) en het gemiddelde aantal dieren met standaardafwijking (lijndiagram) dat tijdens één telling waargenomen werd gegeven.

Kernels

In figuur 3.12 geven we de 55% kernels op basis van de locaties van de waarnemingen gedurende de tellingen. In de figuur wordt eveneens het aantal bokken en/of geiten dat op de voederplekken werd waargenomen met een staafdiagram weergegeven. De twee meest door ree bezochte voederplekken (L1 en L4) bevinden zich in het kerngebied. Dit geldt echter ook voor voederplekken L5 en L2, die respectievelijk weinig en niet door reeën bezocht werden.

Figuur 3.12: 55% kernels en aantal waarnemingen (staafdiagram) van bok of geit op de voederplekken.

3.1.4 Discussie & Conclusie

Onze gegevens tonen aan dat reeën aangeboden voedsel opeten. Het hogere aantal registraties en foto's met ree in Coolhembos wijst er alleszins op dat granenmengsels een beter voedsel voor ree zijn of dat gewenning van de dieren aan een bepaald soort voedsel (noot: dieren werden reeds een tiental jaar bijgevoederd) een rol speelt. Het relatief kleine aandeel reeën op de foto's lijkt dit echter tegen te spreken. We vermoeden dan ook dat de stijging van het aantal positieve registraties ook aan een betere proefopstelling kan worden toegeschreven.

Er kon invloed van verstoring op de effectiviteit van de voederplek aangetoond worden. Hoewel voederplekken reeds kort na controle terug door dieren bezocht worden, neemt het aantal bezoeken gedurende de eerste drie dagen steeds verder toe. Er kon echter niet met zekerheid vastgesteld worden om welke diersoorten het gaat.

De waargenomen diurnale pieken van het aantal registraties worden ook door andere dieren dan ree veroorzaakt. Studie van de genomen foto's toont aan dat slechts één kwart van alle waarnemingen aan ree toegeschreven kan worden. Heel wat andere dieren maken gebruik van de voederplekken, ook 's avonds en 's nachts.

De trajecttellingen wijzen er op dat er minstens acht dieren in het gebied aanwezig waren en dat de dieren tijdens het experiment vrij actief waren. De fotostudie suggereert dat één bok twee voederplekken (L1 en L4) monopoliseerde. Een alternatieve verklaring is dat geiten minder snel geneigd zijn nieuw aangeboden voedsel te gebruiker. Dit zou bijvoorbeeld kunnen verklaren waarom het aantal waarnemingen op voederplek L5 relatief laag is, aangezien in dit gebied vooral geiten werden geobserveerd. Nabij voederplek L2 werden echter regelmatig bokken en geiten waargenomen, maar ook hier was het aantal reeën dat de voederplek bezocht erg laag. De enkele foto's van ree die hier genomen werden kunnen bovendien eveneens aan de bovenvermelde bok toegeschreven worden.

Hoe dan ook, het aantal dieren dat naar een voederplek gelokt kan worden is slechts een fractie van het aantal in het gebied aanwezige dieren. Er moeten dan ook enkele vraagtekens bij deze methode geplaatst worden.

Analyse van de fotogegevens toont wel aan dat reeën vooral in februari en maart de voederplekken bezoeken. Indien het gebruik van voederplekken in combinatie met verdoving overwogen wordt is het aangewezen de activiteiten in de maanden februari of maart te plannen. De vraag blijft echter of een combinatie voederplekken – verdovingsgeweer veel efficiënter is dan verdovingsgeweer. Waarschijnlijk is de toegevoegde waarde van de voederplekken gering.

Als methode om de aan- of afwezigheid van grotere zoogdieren en vogels in een gebied te monitoren biedt deze technologie echter wel interessante perspectieven.

3.2 Verticale netten

3.2.1 Inleiding

Reeds sinds 1963 wordt jaarlijks een reewild-vangstsessie georganiseerd in het domein van Trois-Fontaines (Frankrijk), waarbij dieren levend gevangen worden met behulp van verticaal geplaatste netten (Boutin et al. 1990, Baert & Casaer 2003). Bovendien wordt door verschillende auteurs aangetoond dat een van de belangrijkste factoren die het succes van een vangstmethode bepaalt, de ervaring is van het team belast met de implementatie en coördinatie van de vangstsessie (Haulton et al. 2001; Krausman et al. 1985).

De vaardigheden die een persoon 'bekwaam' maken bestaan enerzijds uit het onder de knie krijgen van een efficiënte vangsttechniek teneinde een zo groot mogelijk aantal dieren te kunnen vangen (cf. het drijven van dieren, het ophangen en verwijderen van netten) en anderzijds een techniek die oog heeft voor het dierenwelzijn en resulteert in een minimale mortaliteit te wijten aan de vangstmethode van de gevangen dieren (cf. manipulatie van de gevangen dieren). Hoewel de risico's verbonden aan deze activiteit niet overdreven dienen te worden, kunnen foutieve handelingen resulteren in letsel voor ofwel het ree ofwel de persoon die het ree manipuleert.

3.2.2 Georganiseerde vangstsessies en resultaten:

In tabel 3.5 geven we een overzicht van de vangstsessies die door de sectie faunabeheer van het Instituut georganiseerd werden en de vangstsessies waaraan mensen van ons team deelnamen. Uit deze gegevens blijkt dat het vangstsucces zowel in Vlaanderen als in Wallonië - waar deze techniek in 2004 eveneens geïntroduceerd werd – na verloop van tijd stijgt. Zoals in een voorgaande rapport werd vermeld, is de ervaring van de groep die de vangstsessie organiseert en coördineert een van de meest bepalende factoren van het vangstsucces (Haulton et al. 2001; Krausman et al. 1985). Deze ervaring is momenteel in zowel Vlaanderen als Wallonië aanwezig, wat betekent dat een van de belangrijkste knelpunten inzake het vangen van reewild opgelost werd (Baert et al., 2003).

Locatie	Datum	Gevangen dieren				Opvolging
		Bokken	Geiten	Kitsen	Anderen	
Molenheide (Limburg) *	15/10/2004	0	1	1	Één konijn	Verplaatst/gezenderd (GPS – GSM)
Lubbeek (Vlaams-Brabant) *	22/9/2004	1	0	0		Verplaatst/gezenderd (GPS-GSM)
Plantentuin Meise	18/9/2004	0	0	0	Één vos	-
(Vlaams-Brabant) *	20/11/2004	0	0	0		-
Tielen (Antwerpen)*	18/12/2004	2	3	4	Één haas	3 reeën verplaatst/gezenderd (GPS-GSM)
Louvain-la-neuve	11/2/2005	0	2	0		Gezenderd (VHF)
(Waals-Brabant)**	25/2/2005	0	0	0		
	2/3/2005	1	1	0		Gezenderd (VHF)
	11/3/2005	3	4	0		Genummerd halsband
's Hertogenwald ()**	15/3/2005	0	0	0		
	16/3/2005	0	0	0	6 edelherten; 2 everzwijnen	2 hindes (GPS-GSM); één hinde (VHF): 1mannelijk edelhert (VHF); 2 jongen (VHF); 2 everzwijnen (één VHF; één oormerk)
La Petit-Pierre	30/3/2005	0	1	0	3edelherten;	Gezenderd (GPS)
(Frankrijk, Vogezen) **					3 everzwijnen	
	31/3/2005	2	3		2 everzwijnen	Gezenderd (2 reegeiten)

Tabel 3.5: Overzicht van de vangstsessie die door onze sectie ***georganiseerd werden (*)*** *of sessies waaraan leden van onze sectie deelnamen (**)*

3.2.3 Beschrijving van de techniek:

Bij deze vangstmethode start men met het in stilte verticaal ophangen van enkele kilometers netten. Vervolgens worden de dieren in deze netten gedreven door een aantal drijvers.

A. Ophangen netten

Figuur 3.13:
Ophangen van de verticale drijfnetten in het gebied Molenheide.

Netten worden bevestigd aan verticaal in de grond geplaatste stokken. Deze stokken worden minstens 24 uur voor het ophangen van de netten in de gekozen blokken opgesteld. Ook de netten worden circa 24 uur voor de vangst klaargelegd. Dieren die door deze actie eventueel het gebied verlaten krijgen zo de kans terug te keren. Bovendien is het bijzonder belangrijk om de dag van de vangst de netten zo snel mogelijk in stilte op te hangen. Dit om de verstoring voor de vangstsessie te beperken.

Aan de in de grond geplaatste stokken worden nylon netten opgehangen met een maasgrootte van (10 x 10)cm (SRF Société réthaise de Filets, Rue des Salières BP 22, 17410 Saint Martin de Ré). Bij de ophanging dient echter met een aantal factoren rekening gehouden te worden:

- Het net dient zo aan de staken bevestigd te worden dat het door een in het net stormend dier losgetrokken kan worden. Indien het net niet soepel loslaat bestaat het risico op kwetsuren.

- Het onderkant van het net moet deels op de grond liggen en mag niet te strak opgespannen worden. Dit betekent dat het net lichtjes bolt. Dieren die in het net lopen zullen dan pas weerstand ondervinden eens de poten in het net verstrikt raken. Indien de netten te strak opgespannen worden bestaat het risico dat 1) er openingen onder het net ontstaan waardoor de dieren kunnen ontsnappen 2) dieren die het net raken "teruggekaatst" worden zonder dat de poten in het net verstrikt raken. Deze dieren zullen zich dan ook vrij snel uit de netten losmaken en ontsnappen.
- Netten moeten goed opengehangen worden zodat de mazen netjes uit elkaar hangen. Een handige tip om dit te bereiken is telkens men het net aan de stok hangt de mazen een beetje door te schuiven. Tijdens het aanspannen van de netten vermijdt men dan openingen aan de onderzijde.
- De verschillende netten moeten goed overlappen teneinde geen openingen tussen de netten te laten. Dieren kunnen langs deze openingen ontsnappen. Indien om de een of andere reden een perfecte overlap tussen de netten niet mogelijk is wordt best een persoon bij de opening geplaatst zodat dieren naar andere plaatsen gedreven kunnen worden.
- De onderkant van de netten moeten wel goed vastgemaakt worden (vb. aan een boom of een in de grond gedreven piket). Indien dit niet gebeurt bestaat immers het risico dat de netten weggesleept en/ of beschadigd worden.

Deze netten kunnen in U-vorm (waarbij de vierde zijde al of niet wordt afgesloten), in H-vorm, in L-vorm of in T-vorm opgesteld worden. De keuze van het patroon is deels gebaseerd op vroegere ervaring (kennis over ligplaatsen van de reeën) maar hangt voornamelijk af van de landschappelijke structuur. De wijze waarop de netten opgesteld worden bepaalt hoe er nadien gedreven wordt. De beste resultaten worden bereikt met een volledig gesloten opstelling of een opstellingen waarbij de netten in fuiken worden opgesteld.

Reewild tracht voornamelijk langs de "zijkanten" te ontsnappen. Indien dit niet lukt zullen de dieren in dekking blijven liggen of door de linie breken. Zelfs indien de afstand tussen de drijvers minder dan één meter is, de drijvers fel gekleurde kleding dragen en een hels kabaal maken, zullen de meeste dieren toch nog succesvol tussen de linies glippen.

B. Drijven van de dieren

Als drijvers wordt beroep gedaan op vrijwilligers. Van deze vrijwilligers wordt wel verlangd dat ze enige ervaring hebben. Bovendien worden ze grondig "gebriefed" net voor de drijfjacht gestart wordt. Het kan hier gaan om bijv. jagers, bos- en natuurwachters, geïnteresseerde wetenschappers, natuurliefhebbers en zelfs scholieren (ook lagere school). Het gebruik van honden aan een lange lijn wordt ontmoedigd. Honden zorgen er weliswaar voor dat de aanwezige reeën beter uit hun schuilplaatsen gedreven worden, ze verhogen echter ook het risico op ongevallen.

Iedereen accepteren als drijver heeft voordelen naar draagvlakverbreding en bewustmaking van het publiek. Het is bovendien de enige manier om in Vlaanderen genoeg volk voor een reevangst op de been te krijgen, tenzij men kiest voor betaalde drijvers. Aangezien een 50-tal tot 80-tal drijvers per vangstsessie nodig zijn, is dit laatste geen optie. Het nadeel van deze keuze is echter dat er bijzonder inefficiënt gedreven wordt en er heel wat dieren 'door de mazen van het net glippen'. Dit kan wel deels opgevangen worden door enkel met volledig afgesloten blokken te werken. Indien echter gewerkt wordt in gebieden waar een minimale verstoring cruciaal is, moet er met meer ervaren drijvers gewerkt worden (cf. jagers, bos- en natuurwachters, wildbiologen).

Figuur 3.14:
In gebieden waar verstoring vermeden moet worden, is het aangewezen met ervaren drijvers te werken, zoals hier in de Amsterdamse Wateringen.

C. Vangst en manipulatie van reeën:

Langsheen het ganse traject waar netten opgehangen zijn, worden op vaste afstand (streefdoel elke 50m) personen geplaatst die de gevangen dieren manipuleren. Hier doet men beroep op mensen met enige ervaring aangezien er risico's op verwonding van zowel het ree als van de persoon die het ree vangt bestaan.

Vangst ree:

Chronologisch verloopt de vangst van een ree als volgt:

- Het ree loopt het net in en raakt verstrengeld in het net dat over het dier neervalt.
- Eens het dier op de grond ligt, wordt het zo snel mogelijk benaderd. De persoon die het dier nadert laat zich op het ree vallen en klemt het tussen zijn bovenlichaam en armen tegen de grond, zonder overdreven druk op het lichaam van het dier uit te oefenen. Hierbij zorgt men er echter wel voor het dier langs de rugzijde te naderen, wat betekent dat de poten van het dier van de vanger weg gericht zijn. Op deze manier kan voorkomen worden dat deze persoon op enkele trappen van het ree getrakteerd wordt.

Figuur 3.15:

Gevangen reeën (pijl) worden tussen het bovenlichaam en de armen geklemd en tegen de grond gedrukt.

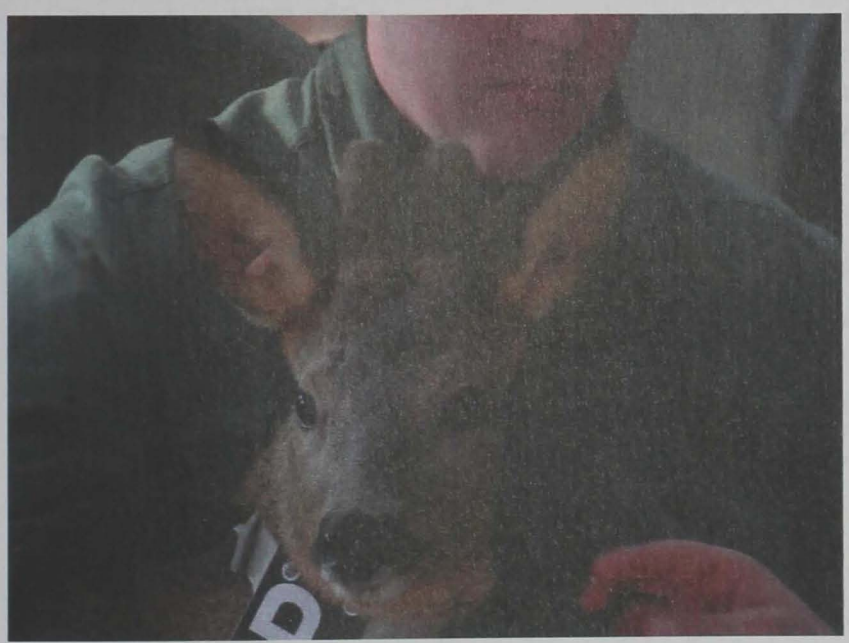
- Vervolgens wordt de assistentie van minstens twee en liefst drie andere personen ingeroepen. Een persoon grijpt zo snel mogelijk de achterpoten van het ree (dit om te voorkomen dat het dier een van de manipulatoren schopt) net boven het hielgewricht. Een tweede persoon klemt het bekken van het dier tegen zijn lichaam (dit om torsie en fractie van de achterpoten of het bekken te voorkomen). De derde persoon grijpt de voorpoten net onder de elleboog terwijl de vierde en laatste persoon de ogen van het ree afdekt (dit om het dier te kalmeren) en de kop net achter het gewei beetneemt (dit om nekbreuken te voorkomen). Indien het dier sterk in het net verstrengeld zit wordt het eerst voorzichtig ontward. Hierbij let de persoon die zich met de kop bezighoudt er op dat het dier niet verder in het net verward raakt.
- Vervolgens tillen deze mensen het dier gezamenlijk op en brengen het zo snel mogelijk naar een klaarstaande transportkist. Deze kist heeft een aantal belangrijke karakteristieken: de afmetingen van de kist zijn zo gekozen dat dieren niet kunnen springen en zich niet kunnen keren. De kist is bovendien voorzien van de nodige openingen om een goede luchtdoorstroming te garanderen. Dit zorgt ervoor dat dieren niet in ademnood raken en bovendien niet oververhit raken (cf. problemen met stress).

Figuur 3.16: Manipulatie van een reegeit (links) en transportbakken zoals gebruikt in Vlaanderen (rechts).

- Het dier wordt in de kist geduwd waarbij de persoon die de kop vastheeft deze naar beneden duwt, de persoon die de achterpoten vast heeft het dier zo snel mogelijk naar voren duwt en een van de personen die respectievelijk de voorpoten of het bekken vasthad eveneens fiks aan de bips van betreffend ree mee duwt eens het deel dat hij omklemd hield in de kist verdwenen is. Hierbij let men er op dat het dier gedurende de ganse operatie zo laag mogelijk bij de grond gehouden wordt, zo horizontaal mogelijk gedragen wordt en dat de poten onder het dier gehouden worden.

D. Transport:

In Frankrijk werden de dieren ter plaatse losgelaten. Ze werden wel verschillende uren (5 tot 8uur) in de kisten gehouden. De dieren werden niet verdoofd en ontvingen geen kalmeringsmiddelen. 's Avonds werden de nodige stalen genomen, zenders vervangen en/of genummerde halsbanden aangedaan, wat een manipulatie van 15 à 30 minuten per dier met zich meebracht. Aangezien hierbij beroep werd gedaan op vrijwilligers en er nogal wat luidruchtige "kijklustigen" in de buurt van de dieren bleven, kunnen er enige vraagtekens gezet worden bij de stelling dat reewild bijzonder stressgevoelig is. Onderstaande foto toont een alert, maar zeker geen gestresst dier. Dit wordt verder bevestigd door het zeer lage aantal dieren dat tijdens of kort na de vangst overlijdt (in Frankrijk geschat op 3%; in Vlaanderen op dit moment 0%).



Figuur 3.17:
Tijdens de manipulatie in Frankrijk waren de dieren weliswaar alert, maar zeker niet gestresst, zoals men op deze foto kan zien.

In Vlaanderen werden de dieren in de kisten geplaatst tot na het beëindigen van de vangstsessie. Onmiddellijk na de vangstsessie werden de GPS-GSM-halsbanden aangedaan en werd er een haarstaal voor genetische analyse genomen. Dit betekende dat dieren 10 tot 20 minuten gemanipuleerd werden. De dieren werden vervolgens naar hun bestemming getransporteerd, wat ongeveer een tweetal uren in beslag nam. Bij de eerste twee vangsten (Lubbeek, Molenheide) gebruikten we een kalmeringsmiddel. In Tielen werd hiervan afgezien, op aanraden van de veearts, omdat de dieren na de manipulatie tekenen van stress vertoonden. Het gebruik van kalmeringsmiddelen wordt in een dergelijke situatie afgeraden. Bij het vrijlaten van de dieren waren deze nog vrij lethargisch. Geen van hen overleed echter ten gevolge van de manipulaties.

Figuur 3.18: Onmiddellijk na de vangstsessie kregen de gevangen dieren een GPS-GSM zender om (links). Hoewel deze manipulatie stress veroorzaakte en de dieren dan ook vrij lethargisch waren bij hun vrijlating (rechts) overleed geen enkel dier ten gevolge van vangst en/of tranport.

Geen van de door ons gevangen (n = 12) dieren overleed echter als gevolg van de manipulaties. In Wallonië moest wel één reegeit met een pootbreuk afgemaakt worden (n = 11). Mortaliteit te wijten aan vangst is in België dus 4%. Dit is laag in vergelijking met de mortaliteit die op andere plaatsen genoteerd werd (Baert et al., 2003). Bovendien was het ongeval in Wallonië te wijten aan een foute opstelling van de netten. Een fout die gemakkelijk kan vermeden worden.

3.2.4 Kosten analyse

In annex II geven we een samenvatting van de kosten verbonden aan het organiseren van één vangstsessie. Hierbij gaan we er vanuit dat er voldoende dieren gevangen kunnen worden op twee dagen, namelijk 10 dieren. Voor het grotere materiaal wordt gerekend met een depreciatie van 10 jaar en een twintigtal vangstsessies per jaar. Transport kosten worden in rekening gebracht adhv het barema dat momenteel bij de Vlaamse Gemeenschap gebruikt wordt, namelijk 0,4261 Euro/km (gebruik eigen wagen met passagiers). De gereden afstanden zijn minimale afstanden. De ervaring leert dat vaak verder en meer gereden moet worden dan we hier opgeven.

In een van de volgende rapporten zullen we dieper ingaan op het aantal reeën dat jaarlijks gevangen en verplaatst dient te worden. Dit aantal hangt nauw samen met de genetische compositie van de reepopulatie in Vlaanderen en de aanwezige barrières.

De eerste resultaten van de genetische analyses suggereren alleszins dat autosnelwegen zo goed als onneembare barrières zijn voor reewild en dat zelfs grotere gewestwegen een probleem zouden kunnen vormen voor migrerend reewild. Hoewel anekdotisch materiaal er op wijst dat reeën bruggen die voor autoverkeer opengesteld zouden kunnen oversteken, wijzen de resultaten van de genetische studie er op dat dit zelden gebeurt. Naar analogie vermoeden we dat spoorwegen – in het bijzonder spoorwegen naast een autosnelweg of spoorwegen waarlangs een scheidingsmuur of scheidingsraster gebouwd wordt – en grotere kanalen eveneens onneembare barrières voor reewild zijn. Om dit laatste met zekerheid te kunnen vaststellen moeten echter nog een aantal bijkomende genetische stalen geanalyseerd worden. Hoe dan ook gaan we bij onze berekeningen uit van een twintigtal reetransporten per jaar.

Uit de kostenanalyse blijkt dat de effectieve kost van één vangstsessie van twee dagen circa 16.786 Euro is ongeacht hoeveel dieren gevangen kunnen worden. Slaagt men er in de dieren op één dag te vangen, wat niet ondenkbaar is, daalt de kost tot 10.808 Euro. Het aandeel personeelskosten is in België immers erg groot. Men kan echter beroep doen op vrijwilligers – wat we ook gedaan hebben - en zodoende de kosten verder reduceren tot 1.570 Euro per vangstsessie. Indien er op één dag tien dieren gevangen kunnen worden komt dit op 157 Euro per dier, een som die vergelijkbaar is met wat we in de literatuur vinden.

3.2.5 Discussie & conclusies

Het vangen van reewild is niet langer een knelpunt in Vlaanderen. Drijfjacht met verticale netten maakt het mogelijk om, mits een goede planning, op één à twee dagen een tiental dieren te vangen. De reële kosten van deze techniek zijn in Vlaanderen vrij hoog, namelijk tussen de 11.000 en 17.000 Euro per vangstsessie, wat vooral aan de hoge personeelskosten te wijten is. Dit bedrag kan tot 1.570 Euro gereduceerd worden indien er beroep wordt gedaan op vrijwilligers. Noteer echter dat we bij elke vangstsessie minsten op een twintigtal en liefst een dertigtal **ervaren** medewerkers moeten kunnen rekenen (cf. bemanning van de netten, manipulatie van de dieren, coördinatie van het drijven). De kosten voor opleiding van deze mensen werden niet in de berekeningen opgenomen, maar worden op een 30Euro/persoon geschat. Hoewel we in het verleden inderdaad met vrijwilligers samengewerkt hebben, blijkt het toch niet evident om steeds voldoende mensen op de been te brengen, vooral als deze medewerkers zelf voor alle kosten moeten opdraaien (vb. transportkosten). Zelfs bij het organiseren van een paddenoverzet blijkt dit een knelpunt te zijn en kiest men er na verloop van tijd meestal voor een paddentunnel aan te leggen.

4. Reactie van de verplaatste dieren op hun nieuwe omgeving

4.1 Inleiding

Eind 2004 werden vijf reeën – twee bokken en drie geiten - gezenderd en verplaatst. De dieren kregen een GSM-GPS-zender omgehangen (http://www.environmental-studies.de/), een type zender waarbij de positie van de dieren op gezette tijdstippen via een GPS systeem bepaald wordt. Deze positiebepalingen worden vervolgens in een SMS gebundeld en naar een grondstation, gekoppeld aan een PC, gestuurd. We opteerden voor "two-way communication" modellen. Met deze modellen kan rechtstreeks met de zenders gecommuniceerd worden, bijvoorbeeld om het tijdsinterval tussen twee tijdsbepalingen aan te passen. Dit geeft de onderzoeker een zeer grote flexibiliteit en laat gebruik van de zenders over langere tijdsperiodes toe. De onderzoeker heeft dankzij dit systeem de optie het aantal plaatsbepalingen tijdens periodes van relatief geringe activiteit te verminderen. Hij kan het aantal plaatsbepalingen echter ook verhogen indien er zich interessante fenomenen/verplaatsingen voordoen.

Bovendien heeft dit systeem het voordeel dat één persoon een groot aantal dieren kan volgen **EN** een groot aantal plaatsbepalingen per dier kan binnenhalen. Onze datasets wijzen er eveneens op dat positiebepalingen met GPS-systemen accurater zijn dan posities bepaald met het klassieke VHF-radiosignaal.

Zoals reeds uiteengezet werd in hoofdstuk 1 kan migratie tussen bestaande populaties gemeten worden door het volgen van gemerkte dieren. Dit kan gebeuren via oormerken. De huidige genetische technieken, zoals o.a. de analyse van microsatellieten laten eveneens toe dieren aan een bepaalde populatie toe te wijzen (cf. Gimlet: http://pbil.univ-lyon1.fr/software/Gimlet/gimlet.htm , Valière, 2002). Nadelen van deze methoden zijn dat een zeer groot aantal dieren moet gevangen worden alvorens men uitspraken over het migratie gedrag van de soort kan doen. Bovendien kan men enkel een minimale afstand bepalen, ttz de afstand tussen de plaats waar het dier werd losgelaten en de plaats waar het dier hervangen werd. Indien er een grote tijdspanne tussen beide moment ligt kan deze afstand weinig informatief zijn, omdat de dieren bijvoorbeeld terug naar hun vertrekpunt keren. Het zenderen van dieren met de hierboven beschreven zenders maakt het mogelijk de bewegingspatronen van de dieren veel gedetailleerder te bestuderen.

Met dit experiment wensten we volgende vragen te beantwoorden:

- Nagaan hoe betrouwbaar de GPS-GSM techniek is. Alvorens de dieren te zenderen hebben we zenders van drie verschillende merken getest (vectronics, televilt, lotek). Vectronics kwam als beste type uit deze testen. Posities waren accuraat (fout marge van circa 15m) en de bijgeleverde software liet een betrouwbare "datacleaning" toe. Een gedetailleerd verslag van deze tests lijkt ons in het kader van dit project echter weinig opportuun.
- Nagaan of de dieren zich in een bestaande populatie kunnen handhaven en er in slagen zich voort te planten.
- De migratie patronen van de verplaatste reeën geven ook informatie over wat reeën als een barrière ervaren. Hierbij moeten echter twee kanttekeningen gemaakt worden. 1) Het gaat hier om verplaatste dieren. Mogelijk gedragen dergelijke dieren zich anders dan niet verplaatste dieren. 2) Het genomen staal is klein. We kunnen dus enkel uitspraken doen over de dieren die we gezenderd hebben. Uitspraken over "het ree" als soort zijn enkel indicatief en moeten door verder onderzoek gestaafd worden.

4.2 Materiaal & Methode

De uitgezette dieren zijn afkomstig van drie locatie, allen meer dan 60km verwijderd van de uitzetlocatie. Een bok werd in Lubbeek gevangen, een geit in het domein Molenheide en de drie resterende dieren op het militaire domein van Tielen. Als vangstmethode gebruikten we drijfjacht met verticale netten zoals beschreven in hoofdstuk 3.

De dieren werden niet verdoofd maar onmiddellijk na vangst en zenderen naar het uitzet gebied getransporteerd. Aangezien een van de doelstellingen is, na te gaan of de dieren zich in een bestaande populatie kunnen handhaven en er in slagen zich voort te planten, werd gekozen voor een gebied waarin reeds een grote reepopulatie aanwezig was. Bovendien lag dit gebied dicht bij een autosnelweg, wat ons toeliet na te bepalen of dieren deze hindernis al dan niet vermeden.

In tabel 4.1 geven we een overzicht van de vangstplaatsen en data.

Locatie	Datum	Verplaatste dieren
Lubbeek (Vlaams-Brabant)	22/9/2004	Bok (Petit, grijze halsband, vectronics837)
Molenheide (Limburg)	15/10/2004	Geit (Nicole, rode halsband, vectronics839)
Militair domein Tielen (Antwerpen)	18/12/2004	Geit (Fien, blauwe halsband, vectronics838) Geit (Saar, gele halsband, vectronics840) Bok (Tim, groene halsband, televilt)

Tabel 4.1: Data en plaatsen van de verschillende vangstsessies.

De eerste week werd de positie van de dieren elk uur bepaald. Daarna werd het aantal plaatsbepalingen verminderd tot vier per dag (1h00; 8h00; 12h00 en 18h00). Vanaf december 2005 werden de posities elke vier uur bepaald.

De geregistreerde puntlocaties gebruikten we om kerngebieden te bepalen met de kernel methode, een niet-parametrische methode die een waarschijnlijkheidsdensiteit bepaalt (White and Garrot, 1990; Rodgers & Carr, 1998; Millspaugh & Marzluff, 2001). Aan elke plaats in het gebied wordt een bepaalde kans toegekend er een dier aan te treffen. Men somt vervolgens deze waarschijnlijkheden op, beginnende bij de plaatsen met de hoogste waarschijnlijkheid om zo gebieden af te bakenen waarbinnen een dier zich met een bepaalde zekerheid bevindt. De 95% kernel bijvoorbeeld bakent het kleinste gebied af waarbinnen we een dier met 95% zekerheid zullen aantreffen. Voor de 55% kernel is die kans 55%. Noteer dat de afbakening vergelijkbaar is met het bepalen van betrouwbaarheidsintervallen via parametrische testen. .De 95% kernel, die ook plaatsen bevat waar de kans een ree aan te treffen eerder gering is, is natuurlijk veel groter dan de 55% kernel. De 55% kernel kan ook beschouwd worden als het kerngebied, het deel van het leefgebied waar het dier zich het grootste deel van de tijd ophoudt en waar zich vermoedelijke de belangrijkste hulpbronnen, voor ree bijvoorbeeld dekking en voedsel, bevinden.

De kernels werden berekend met de GIS Home Range Extensie (Rodgers, 1998). We kozen voor "fixed smoothing", aangezien deze methode vooral op de randen van het leefgebied betrouwbaardere resultaten geeft (Worton 1995; Seaman and Powell 1996; Seaman et al. 1999) en een raster resolutie van 70 cellen. De "smoothing factor" H bepaalden we met de "biased cross-validation" methode. Deze methode zoekt een evenwicht tussen het gebruik van een referentie waarde h_{ref} , die enkel goed werkt indien slechts één kerngebied in het leefgebied aanwezig is (wat hier zeker niet het geval is, aangezien het hier om meerdere dieren gaat!) en h_{LSCV}. Deze laatste methode, de "least square cross-validation" methode (Worton, 1995), resulteert vaak in de afbakening van een onrealistisch groot aantal kerngebieden (Kernohan et al., 2001).

We berekenden met deze extensie eveneens de "100% Minimum Convex Polygone". De MCP is de kleinst mogelijke polygoon die alle puntlocatie omsluit.

We berekende de minimale, maximale en gemiddelde afstand die de dieren dagelijks aflegden met de "animal movement extension to arcview" (Hooge & Eichelbaum, 1997). We geven hier zowel de minimale afstand tussen twee punten die met een tijdsinterval van 24 uur bepaald werden (cf. polyline), als de minimale afstand van deze punten t.o.v. de locatie waar de dieren losgelaten werden (cf. spider).

De zenders registreerde eveneens elke tien minuten de activiteit van de dieren (X- en Y- vector). Deze data worden echter in de zenders opgeslagen en kunnen m.a.w. pas bekeken worden na recuperatie van de zenders. Voor twee dieren (Petit = 837 , Fien = 838) was dit het geval. Deze activiteitsmaat is een relatieve maat. Hoe hoger de waarde hoe groter de afstand die het dier afgelegd heeft.

4.3 Resultaten

43.1 Overleving van de verplaatste dieren

Twee van de uitgezette dieren overleden in de loop van 2005. Een geit (Fien, vectronic838) werd op 8 mei 2005 aangereden en overleed (138 dagen na verplaatsing). Een bok (Petit, vectronic837) werd op 28 mei 2005 dood aangetroffen in een wei. Voor dit dier kon geen doodsoorzaak bepaald worden. Aangezien Petit pas 248 dagen na verplaatsing overleed, is het echter zeer onwaarschijnlijk dat het overlijden aan vangstmyopathie te wijten was.

Op 6 mei 2005 liet de televilt zender het afweten. De (bijzonder grote) bok (Tim, televilt) die deze zender droeg werd nadien wel verschillende malen waargenomen. Het is dan ook zeer waarschijnlijk dat hij zich in het gebied heeft kunnen vestigen.

De andere twee dieren, twee geiten lopen momenteel nog steeds vrank en vrolijk in het gebied rond.

Dit betekent dat de mortaliteit van de dieren één jaar na verplaatsing op 40% geschat wordt, indien men aanneemt dat Tim nog steeds in leven is. Deze mortaliteit is hoog in vergelijking met de overlevingspercentages die in de literatuur voor witstaart hert vermeld worden (tabel 4.2). Ze is eveneens hoog in vergelijking met de genoteerde 3% mortaliteit in Frankrijk (Delorme, pers. comm.).

Hiervoor zijn drie verklaringen.

- In veel van de vermelde studies werden de dieren slechts tijdens een beperkte periode gevolgd. In sommige gevallen is de opgegeven mortaliteit enkel de mortaliteit te wijten aan het manipuleren van de dieren (cf. vangstmyopathie die hier op 0% geschat wordt). De in Frankrijk gevangen dieren werden niet verplaatst en bevinden zich bovendien in een afgesloten gebied.
- Zoals reeds vermeld is het staal erg klein, wat tot een vertekening van de resultaten kan leiden.
- De overleving van dieren in Vlaanderen is inderdaad lager in vergelijking met andere landen. Dit zou mogelijk te wijten kunnen zijn aan de zeer grote versnippering van het leefgebied.

Vangstmethode	Jaar	Totaal aantal gevangen dieren	Mortaliteit (%)
Box trap	1968	92	7,6
Box trap	1969	85	2,1
Clover trap	1954	115	0,1
Clover trap	1993	29	20,7
Clover trap	1996	115	5,2
Drop-net	1983	58	9,5
Drop-net	1984	117	6
Net-gun	1981	2	0
Net-gun	1984	4	0
Rocket-net	1967	26	8
Rocket-net	1993	132	4,6
Rocket-net	1995	19	36,2
Rocket-net	1996	300	10
Stephenson box trap	1967	47	0
Stephenson box trap	1970	87	3,75
Stephenson box trap	1980	2035	2,1
Stephenson box trap	1987	367	3,3
Verdoving	1967	75	20
Verdoving	1980	44	13,6
Verdoving	1992	158	1
Verdoving	1995	31	0
Verdoving	1997	51	2

Tabel 4.2: Overzicht vangstresultaten van een aantal vangstexperimenten met witstaarthert (Odocoileus virginianus). Per vangstjaar wordt het aantal gevangen dieren en de mortaliteit van de gevangen dieren gegeven (cf. meerdere vangstperiodes per jaar).

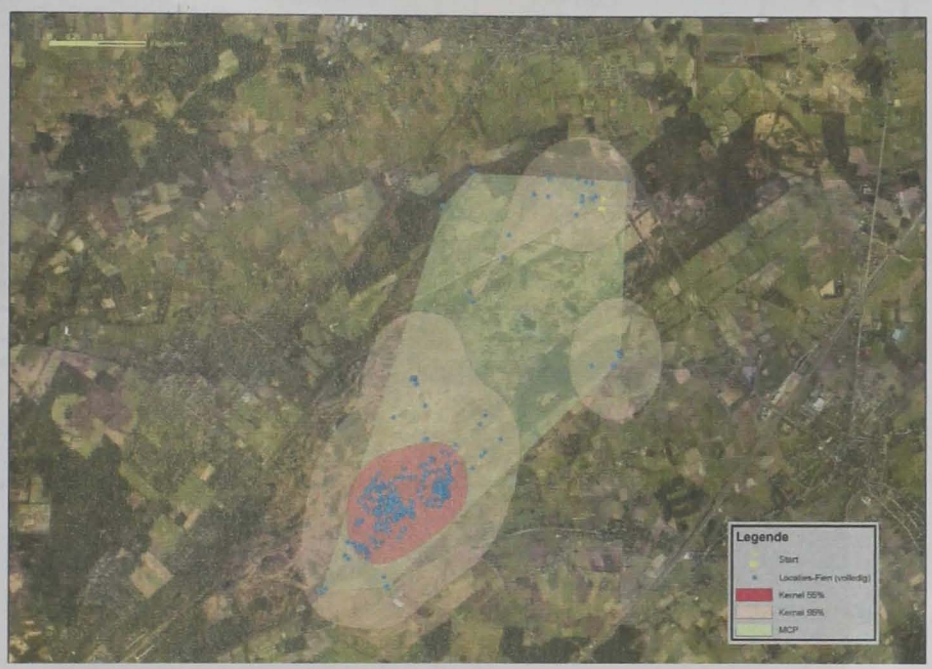
4.3.2 Migratiepatronen van de uitgezette dieren

A. Kernel en MCP

In tabel 4.3 geven we de oppervlaktes (in hectaren) van de 55% kernel, de 95% kernel en de, 100% MCP. In de twee volgende rijen geven we welk percentage door elke kernel in het totaal verkende gebied wordt ingenomen (cf. Relatief 55% = Kernel 55%/MCP 100%; Relatief 95% = kernel 95%/ MCP 100%) In figuur 4.1 en 4.2 geven we voorbeelden van het gebruik van het leefgebied voor Fien (vectronic838, blauwe halsband) en Saar (vectronic840, gele halsband).

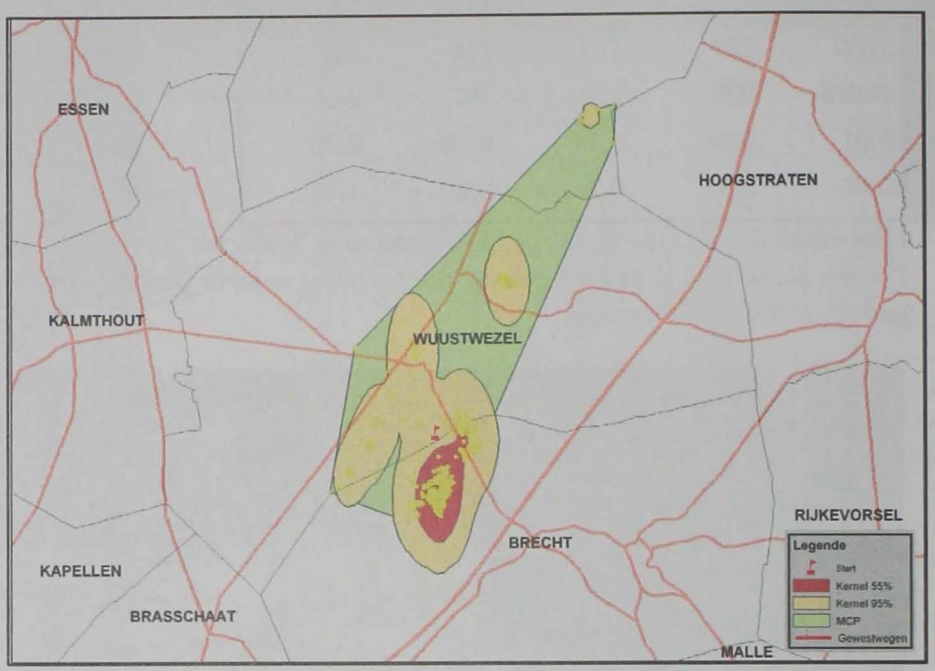
	Saar	Nicole	Petit	Fien	Tim
Kernel55%	238	53	25	119	58
Kernel95%	1769	287	171	756	257
MCP100%	26575	935	229	762	222
Relatief 55%	0,01	0,06	0,11	0,16	0,26
Relatief 95%	0,07	0,31	0,75	0,99	1,15

Tabel 4.3: Oppervlakte van de 55% kernel, de 95% kernel en de 100% MCP van de vijf losgelaten dieren. De twee laatste rijen geven het percentage van het totaal verkende gebied dat door de 55% kernel en 95% kernel ingenomen wordt.



Figuur 4.1: Kernel 55% (donker bruin); kernel 95% (licht bruin) en MCP 100% (groen) van Fien.

Hierbij valt vooral op dat het terreingebruik van de verschillende dieren zeer variabel is. Waar het kerngebied van Petit (vectronic837, grijze halsband) slechts 25ha bedraagt en dit dier amper 287ha verkende in de nabijheid van het uitzetpunt, heeft Saar (vectronic840, gele halsband) een kerngebied van 238ha en verkende ze ongeveer 1769ha. Bovendien vestigde Saar zich pas na heel wat omzwervingen definitief in het gebied waar ze momenteel nog rondloopt. Fien (vectronic838, blauwe halsband), Tim (televilt, groene halsband) en Nicole (vectronic839, rode halsband) kozen vrij snel een kerngebied op enige afstand van het uitzetpunt. Bekijken we het relatief aandeel van het kerngebied (kernel 55%) t.o.v. het totaal verkende gebied (MCP 100%), dan zien we ook hier zeer grote verschillen tussen de dieren. Dit aandeel is slechts 1% voor Saar, maar stijgt tot 26% voor Tim.



Figuur 4.2: Kernel 55% (donker bruin); kernel 95% (licht bruin) en MCP 100% (groen) van Saar.

B. Minimale afstanden

In tabel 4.4 en 4.5 geven we de gemiddelde afstand met standaardafwijking en de minimale en maximale afstanden t.o.v. de vorige plaatsbepaling (tabel 4.4, Animal movement, polyline) en de plaats waar de dieren werden losgelaten (tabel 4.5, Animal movement, spider). Bij deze berekeningen gebruikten we slechts één puntlocatie per dier en per dag, tussen 13h30 en 15h30 bepaald.

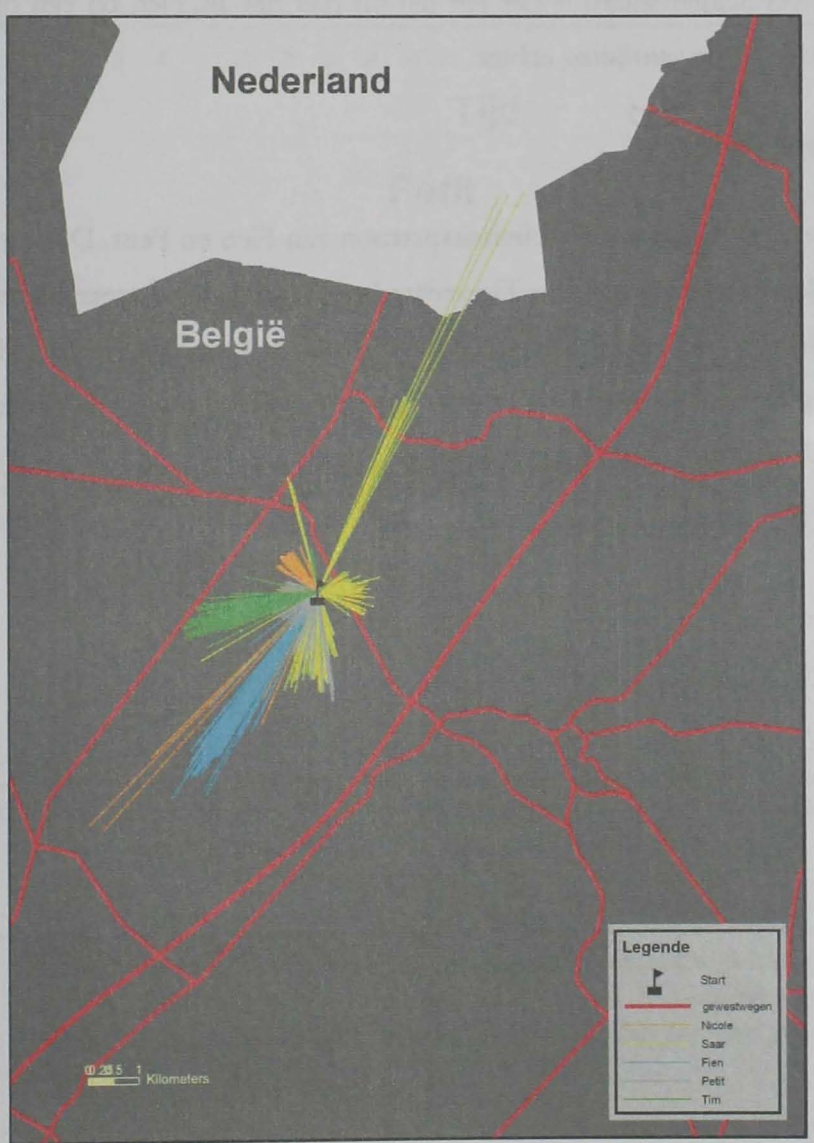
	Aantal Locaties	Gemiddelde (meter)	Stdev (meter)	Minimum (meter)	Maximum (kilometer)
Fien	119	485	479	8	3,6
Nicole	179	484	978	3	6,7
Petit	211	222	243	1	1,2
Saar	291	347	662	2	7,1
Tim	117	519	526	5	3,0

Tabel 4.4: Afgelegde afstanden tussen twee puntlocaties die dagelijks tussen 13h30 en 15h30 bepaald werden (Animal movement: polyline).

	Aantal Locaties	Gemiddelde (meter)	Stdev (meter)	Minimum (meter)	Maximum (kilometer)
Fien	120	3649	765	226	5,0
Nicole	180	965	877	68	6,5
Petit	212	954	462	421	2,2
Saar	292	1612	972	366	9,0
Tim	118	2050	472	803	2,8

Tabel 4.5: Afgelegde afstanden t.o.v. het punt waar de dieren werden losgelaten. Locaties werden dagelijks tussen 13h30 en 15h30 bepaald (Animal movement, spider).

In figuur 4.3 tonen we de afstanden t.o.v. het punt waar de dieren werden losgelaten (Animal movement, spider). Op dit kaartje duiden we eveneens de gewestwegen aan in het rood.



Figuur 4.3: Afgelegde afstanden t.o.v. het punt waar de dieren werden losgelaten. Locaties werden dagelijks tussen 13h30 en 15h30 bepaald (spider). Fien (blauw), Nicole (oranje), Petit (grijs), Saar (geel), Tim (groen). De rode lijnen zijn gewestwegen.

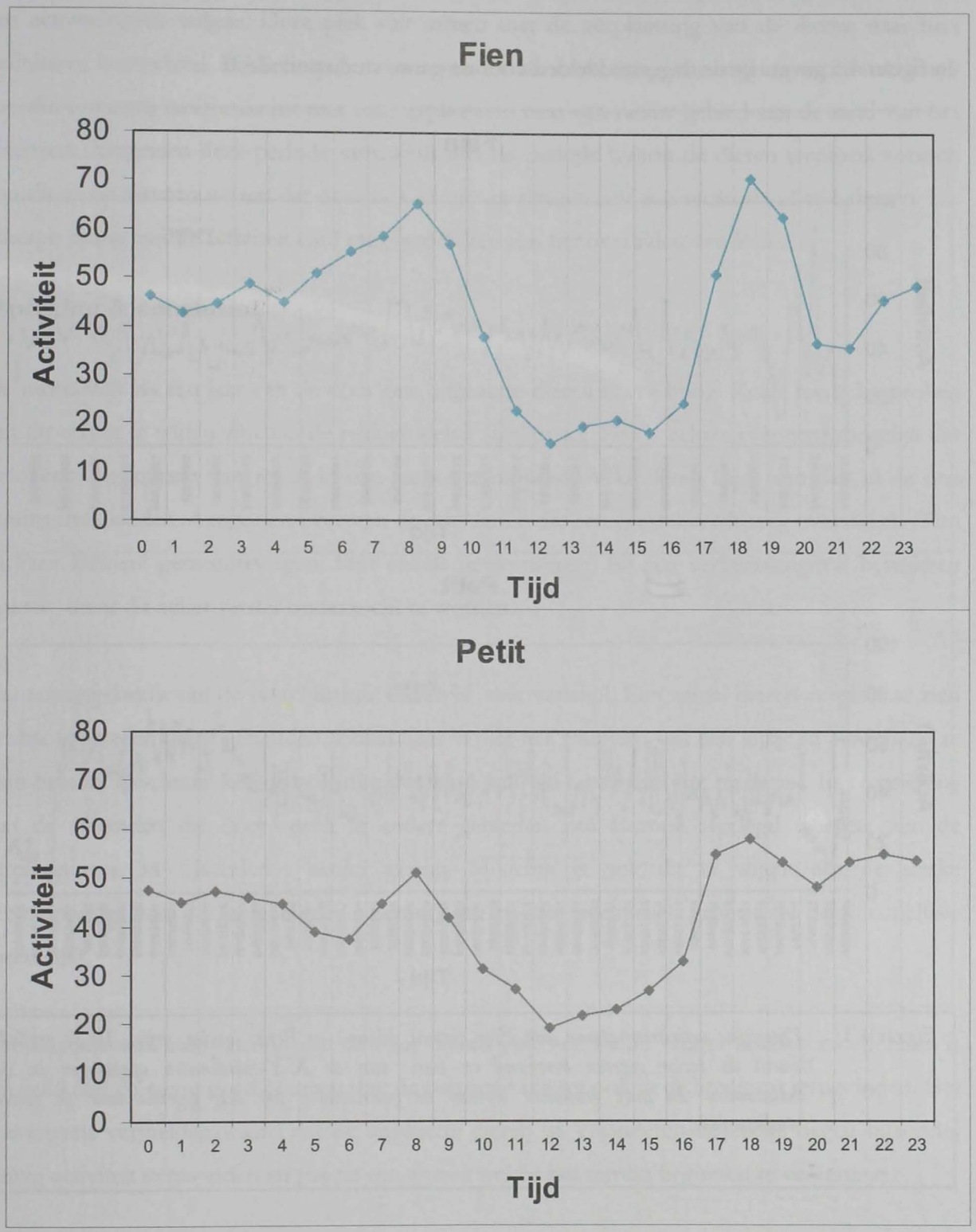
Deze resultaten bevestigen dat er vrij grote verschillen tussen de uitgezette dieren bestaan. De gemiddelde dagelijks afgelegde afstanden zijn vrij gelijkaardig voor vier van de uitgezette dieren (tussen de 400m en 500m). Enkel Petit lijkt zich bijzonder weinig te verplaatsen (gemiddelde van 222m). Ondanks het feit dat Saar de grootste afstanden aflegde (maximum van 7,1km) dalen deze afstanden naar het einde van de studieperiode.

Petit en Nicole vestigden zich niet ver van het uitzetpunt zoals aangetoond in tabel 4.4 en figuur 4.5. Fien en Tim verplaatsten zich naar terreinen die verder van het uitzetpunt verwijderd waren. Saar vestigde zich eveneens nabij het uitzetpunt, maar wel pas na een uitstapje naar Nederland.

Het is echter interessant te noteren dat slechts één dier (Saar, gele halsband) gewestwegen overstak. De vier andere dieren beperkten hun verplaatsingen tot plaatsen in of nabij het reservaat. Ook vermeldenswaard is het feit dat dit dier net als Fien bij een ongeval betrokken raakte. Saar overleefde de aanrijding echter.

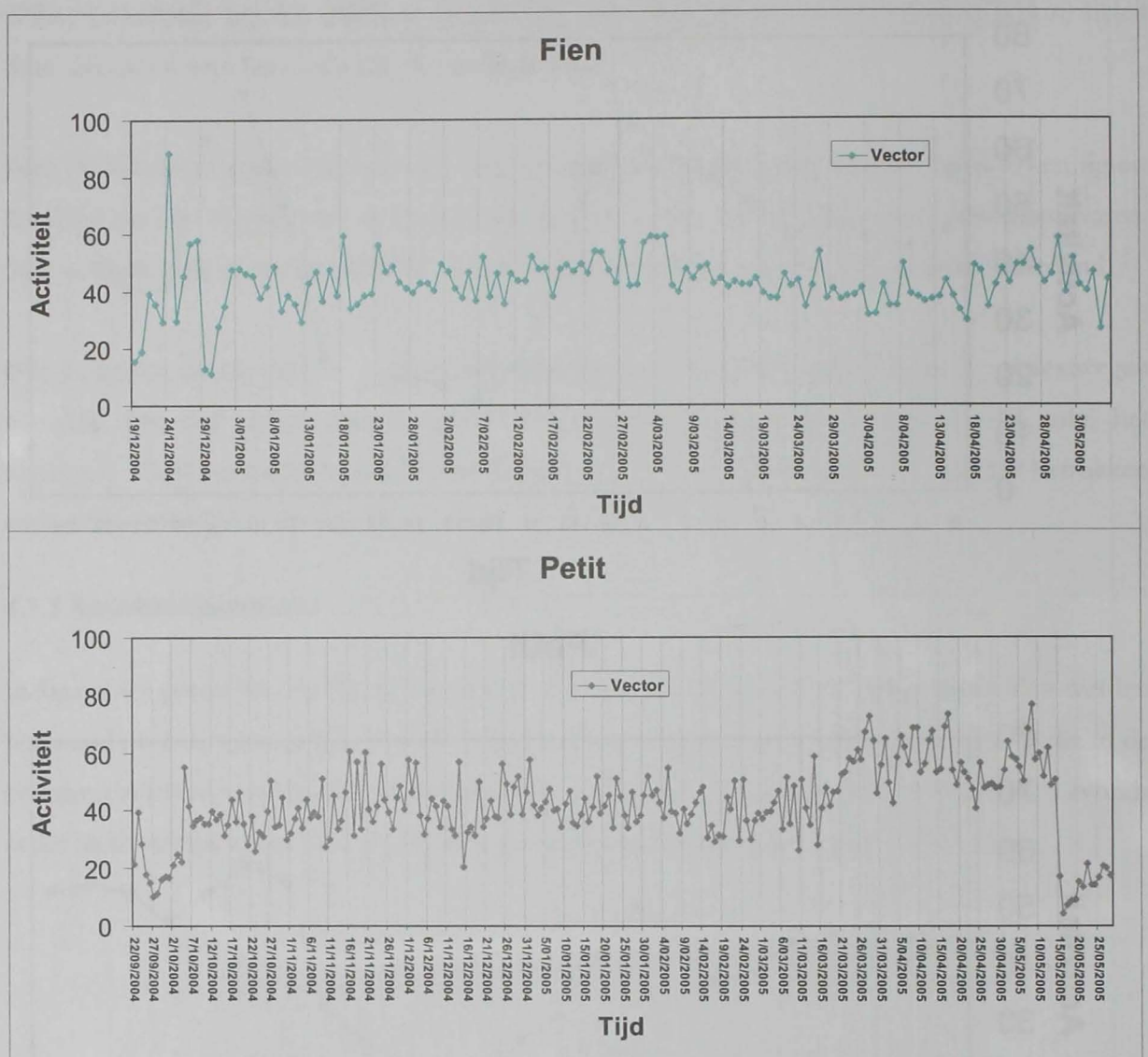
4.3.3 Activiteitspatronen:

In figuur 4.4 geven we het diurnale activiteitspatroon van Fien en Petit. De gemiddelden werden berekend over de ganse studieperiode. Deze data bevestigen min of meer de resultaten die in de literatuur vermeld worden. Zowel Fien als Petit zijn vooral 's morgen (7h00 – 9h00) en 's avonds actief (activiteitspiek rond 18h00). Noteer eveneens hoe gelijklopend beide curven zijn.



Figuur 4.4: Diurnale activiteitspatroon van Fien (boven, blauw) en Petiti (onder, grijs). In de grafiek wordt de vector gegeven berekend op basis van de X-Y-coördinaten opgeslagen in de halsbanden. In deze grafieken worden de gemiddelden per uur gegeven voor de ganse studieperiode.

In figuur 4.5 geven we de daggemiddelden voor de ganse studieperiode.



Figuur 4.5: Dagelijks activiteitspatroon van Fien (boven, blauw) en Petiti (onder, grijs). In de grafiek wordt de vector gegeven berekend op basis van de X-Y-coördinaten opgeslagen in de halsbanden. In deze grafieken worden de gemiddelden per dag gegeven voor de ganse studieperiode.

Noteer dat beide dieren vlak na het uitzetten enkele weken bijzonder inactief waren, waarna er een activiteitspiek volgde. Deze piek valt samen met de verplaatsing van de dieren naar hun definitieve kerngebied. Bij Petit noteren we vanaf eind maart terug een stijging van de activiteit toe, die eveneens overeenkomt met een verplaatsing naar een nieuw gebied aan de rand van het reservaat. Aangezien deze periode samenvalt met de periode waarin de dieren territoria vormen zou dit er op kunnen wijzen dat deze bok er niet in slaagde zelf een territoria af te bakenen. De scherpe daling van de activiteit eind mei, is te wijten aan het overlijden van Petit.

4.4 Bespreking & conclusies

De mortaliteit na één jaar van de door ons uitgezette dieren is vrij hoog. Zoals reeds besproken kan dit echter te wijten zijn aan de relatief kleine steekproef. Het is echter eveneens mogelijk dat de overlevingskansen van reeën in ons sterk versnipperde Vlaanderen lager zijn dan in de ons omringende landen. Aangezien twee van de drie dieren die een geasfalteerde weg overstaken (Tim en Fien kleinere gemeentewegen, Saar enkele gewestwegen) bij een verkeersongeval betrokken raakten, dient dit zeker verder onderzocht te worden.

Het terreingebruik van de verschillende dieren is zeer variabel. Een aantal dieren verplaatste zich slechts over zeer kleine afstanden. Enkel Saar verliet het reservaat om een kijkje in Nederland te gaan nemen. Nochtans keerde ook zij na verloop van tijd terug naar het reservaat. In vergelijking met de afstanden die door reeën in andere gebieden van Europa afgelegd worden, zijn de verplaatsingen in Vlaanderen eerder gering. Mogelijk is ook dit te wijten aan de sterke versnippering van de leefgebieden. Echter, gezien de steekproef grootte is deze conclusie speculatief.

Het diurnale activiteitspatroon van de twee dieren waarvan we de zender konden recupereren is vrij gelijkend en stemt goed overeen met de patronen die we ook in de literatuur terugvinden. Het is eveneens vermeldenswaard dat de uitgezette dieren in Vlaanderen de eerste dagen bijzonder weinig activiteit vertoonden en pas na een a twee weken het terrein beginnen te verkennen.

Onze resultaten wijzen er alleszins op dat de dieren zich in het nieuwe gebied vestigen. Verder onderzoek zal nu moeten aantonen of de twee geiten die zich momenteel nog in het reservaat bevinden zich hebben kunnen voortplanten.

Literatuur

Baert, P., Neukermans, A., Casaer, J. (2003)

Onderzoek naar de mogelijkheden van een geleide populatiedynamica voor reeën. Rapport I : Theoretische achtergrond en probleemstelling. Studie medegefinancierd door de NMBS. IBW rapport. IBW W R 2003.001. 81pp.

Baert, P., Vercammen, J., Neukermans, A., Casaer, J. (2004)

Onderzoek naar de mogelijkheden van een geleide populatiedynamica voor reeën. Rapport II: Overzicht resultaten jaar 1(augustus 2002 – augustus 2003). Studie medegefinancierd door de NMBS. IBW rapport. IBW W R 2003.001. 107pp.

Boscardin, Y. (1998)

Les méthodes de dénombrement des populations de chevreuils. In: Suivi des populations de cehvreuils. Actes du colloque de Lyon, 26 – 27 novembre 1998. Le Bulletin Mensuel de l'office nationale de la chasse, 244: 17-21

Borchers, D.L., Buckland, S.T., Zucchini, W. (2002)

Estimating animal abundance: closed populations. Springer, London, 314pp.

Buckland, S.T., Anderson, D.R., Laake, K.P., Borchers, D.L., Thomas, L. (2004)

Advanced distance sampling. Oxford University Press, Oxford: 416pp.

Casaer, J. (2003).

Analysing roe deer habitat selection: methodological problems and possible solutions; Doctoraatproefschrift nr. 550 aan de Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen van de KULeuven. 197pp.

Collazo, S., Baert P., Valck, F. and Bauwens, D. (2002).

Kwantificeren van recente veranderingen in status van amfibieën en hun biotopen in het landelijk gebied. Eindverslag van project VLINA 00/02, 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.

Crépin, F.; Bouteiller, R.; Gaillard, J. & Delorme, D. (1998)

Dénombrement des chevreuils en milieu ouvert: résultats et application. In: Suivi des populations de cehvreuils. Actes du colloque de Lyon, 26 – 27 novembre 1998. Le Bulletin Mensuel de l'office nationale de la chasse, 244: 78 – 82.

de Bruyn, L., Anselin, A., Bauwens, D., Colazzo, S., Maes, D., Vermeersch, G., Kuijken, E. (2004)

The status of biodiversity in Flanders 10 years after Rio. Bull. K. Belg. Inst. Nat. Wet Biologie 7337 – 47.

Galan, M.J., Cosson, J.F., Aulagnier, S., Maillards, C., Thévenon, S. (2003)

Cross-amplification tests of ungulate primers in roe deer (Capreolu capreolus) to develop a multiplex panel of 12 microsatellite loci. Molecular Ecology Notes, 3 : 142-146.

Garton, E.O.; Wisdom, M.J.; Lean, F.A.; Johnson, B.K. (2001)

Experimental design for radiotelemtry studies. In: Millspaugh, J.J. & Marzluff, J.M. Radio tracking and animal populations: 16 - 44. Academic press, San Diego, 474pp.

Hooge, P. N. & Eichenlaub, B. (1997).

Animal movement extension to arcview. ver. 1.1. Alaska Biological Science Center, U.S. Geological Survey, Anchorage, AK, USA.

Kernohan, B.J., Milspaugh, J.J., JENKS? J;a;? Naugle? D.E. (1998)

Use of home range estimators in a GIS environment to identify habitat use patterns. Journal f Environmental Mangament. 53: 83-89.

Linnell, J.D.C; Duncan, P. and Andersen, R. 1987).

The European roe deer: a portrait of a successful species. In : The European roe deer: The Biology of Success. pp. 11-22.Scandinavian University Press, Oslo.

Maillard, D.; Gaultier, P. & Boisaubert, B. (1998)

Revue de l'utilisation des différentees méthodes de suivi des populations de chevbreuils en France. In: Suivi des populations de cehvreuils. Actes du colloque de Lyon, 26 – 27 novembre 1998. Le Bulletin Mensuel de l'office nationale de la chasse, 244: 30 – 37.

Millspaugh, J.J & Marzluff, J.M (2001)

Radio Tracking and Animal Populations. Academic press, San Diego, 474pp.

Peeters, M.; Franklin, A. & Van Goethem, J.L. (2003)

Biodiversity in Belgium. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Brussels: 416pp.

Peeters, M.; Van Goethem, J.L. , Franklin, A., Schlesser, M. & De Koeijer, H. (2004)

Biodiversiteit in België. Een overzicht. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Brussels 20pp.

Peymen, J., van Straaten D., Paelinckx D., Van Spaendonk G. and Kuijken, E. (2000).

Ecosysteemkwetsbaarheidkaarten voor Vlaanderen m.b.t. ecotoopverlies, verdroging, eutrofiëring en verzuring. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel. CD-Rom

Peymen, J., Defloor W., Van Gulck T., van Straaten, D. and Kuijken, E. (2000).

Ecosysteemkwetsbaarheidkaarten voor Vlaanderen m.b.t. barrière. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel. CD-Rom

Peymen J., Oosterlynck, P., Defloor, W., Van Gulck, T. and van Straaten D. (2002).

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.

Raymond, M., Rousseet, F. (1995)

An exact test for population differentiation. Evolution, 49: 1280 – 1283.

Rodts, J., Holsbeek, L. and Muyldermans, S. (1998).

Dieren onder onze wielen. Koninklijk Belgisch Verbond voor de Bescherming van de Vogels. 190pp

Rodgers, A.R. & Carr, A.P. (1998)

HRE: the Home Range extension for Arcview. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Ontario Ministry of Natural Resources, Thunder Bay, Ontario, Canada

Seaman, D.E. & Powell, R.A. (1996)

An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. Ecology 77:2075-2085.

Seaman D.E, Millspaugh J.J, Kernohan, B.J., Brundige, G.C., Raedeke, K.J., Gitzen, R.A. (1999)

Effects of sample size on kernel home range estimates. Journal of WildlifeManagement. 63: 739 - 747

Tufto, J., Andersen, R. and Linell, J. (1996).

Habitat use and ecological correlates of home range size in small cervid: the roe deer. Journal of Animal Ecology 65: 712-724.

Valière, N. (2002)

GIMLET: a computer progam for analysing genetic individual identification data. Molecular Ecology Notes. 10.1046/j.147-8278.2002.00228.x

Van Moeffaert, N. and Verhagen, R. (1999).

Onderzoek naar de invloed van selektieve bejaging en dispersie op de genetische struktuur van populaties van het ree in Vlaanderen. Eindrapport Onderzoeksopdracht AMINAL / Afdeling Bos en Groen9/1996. 64pp

Van Rompaey, M.. and Criel, D. (2000a).

Opstellen van ontsnipperingsvoorstellen voor de E19 op het grondgebied van de provincie Antwerpen. Eindrapport (deel 1: noordelijk deel). Document 45-9-1020

Van Rompaey & Criel (2000b).

Opstellen van ontsnipperingsvoorstellen voor de E19 zuid op het grondgebied van de provincie Antwerpen. Eindrapport. Document 45-9-1020

Verkem, S., De Maeseneer, J., Vandendriessche, B., Verbeylen, G. & Yskout, S. (2003).

Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002. Natuurpunt Studie en JNM-Zoogdierenwerkgroep, Mechelen en Gent, België, 451 pp.

Wallace, P.E.; McDonald, T.L.; Gerow, K.G., Howlin, S.; Kern, J.W. (2001)

Statistica issues in Resource Selection Studies with Radio-Marked Animals. In: Millspaugh, J.J. & Marzluff, J.M. Radio tracking and animal populations: 211 – 245. Academic press, San Diego, 474pp.

White, G.C. & Garrot, R.A (1990)

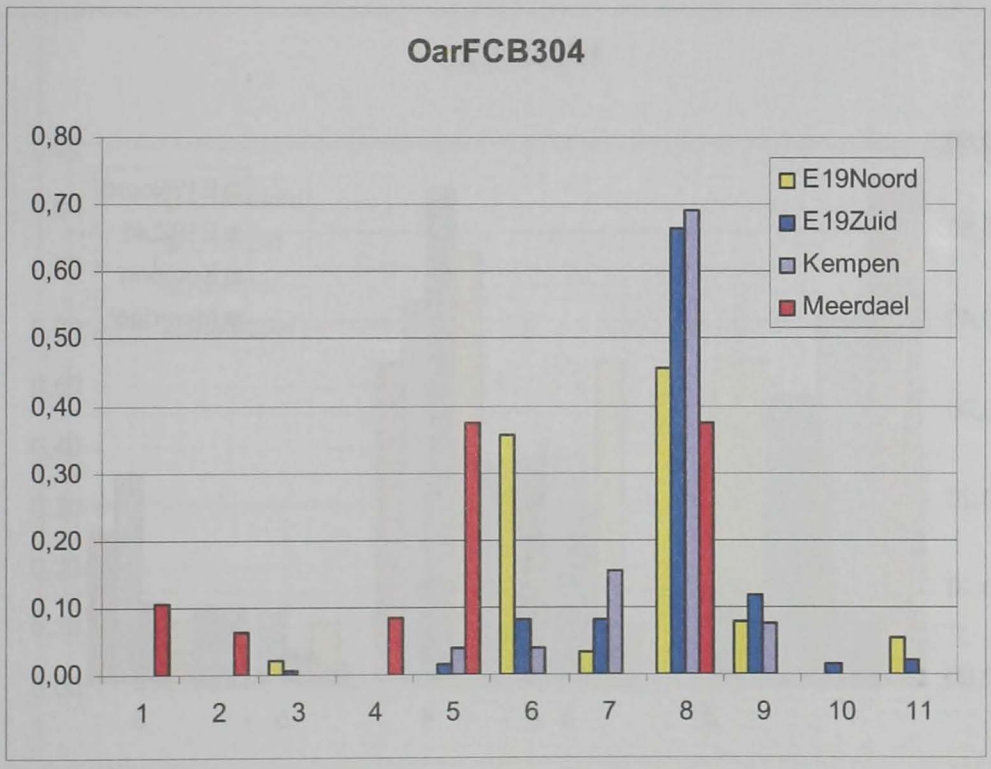
Analysis of Wildlife Radio-tracking data. Academic Press. San Diego California.

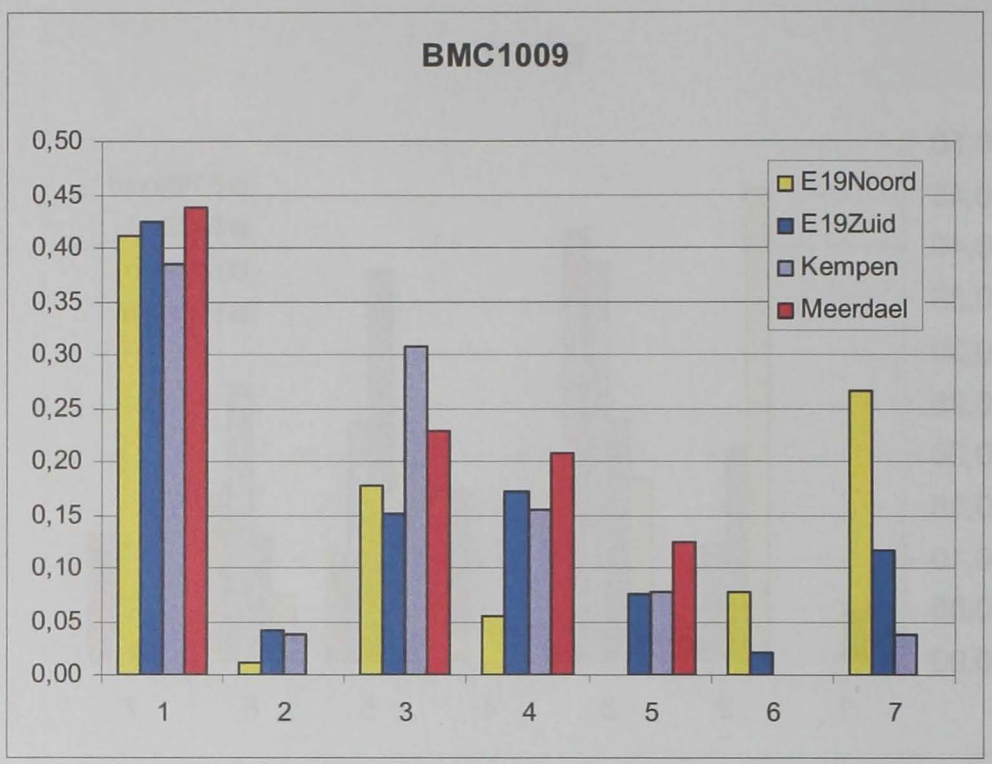
Worton, B.J. (1995)

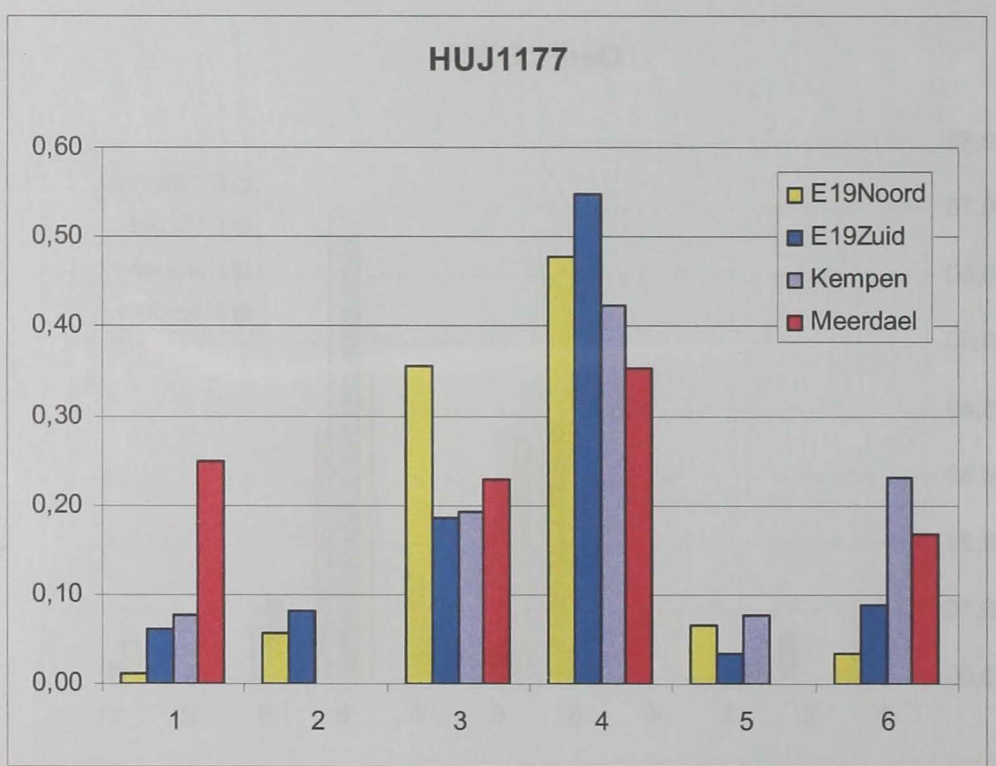
Using Monte Carlo simulation to evaluate kernel-based home range estimators. Journal of Wildlife Management 59: 794-800.

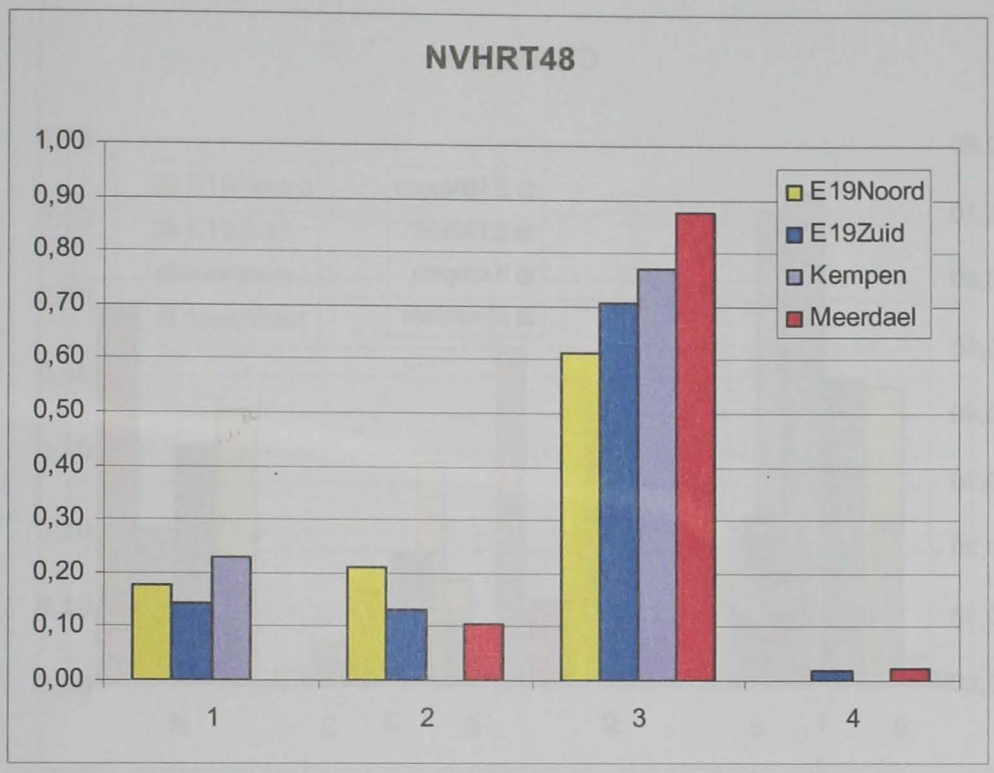
Annex I: Allel frekwenties

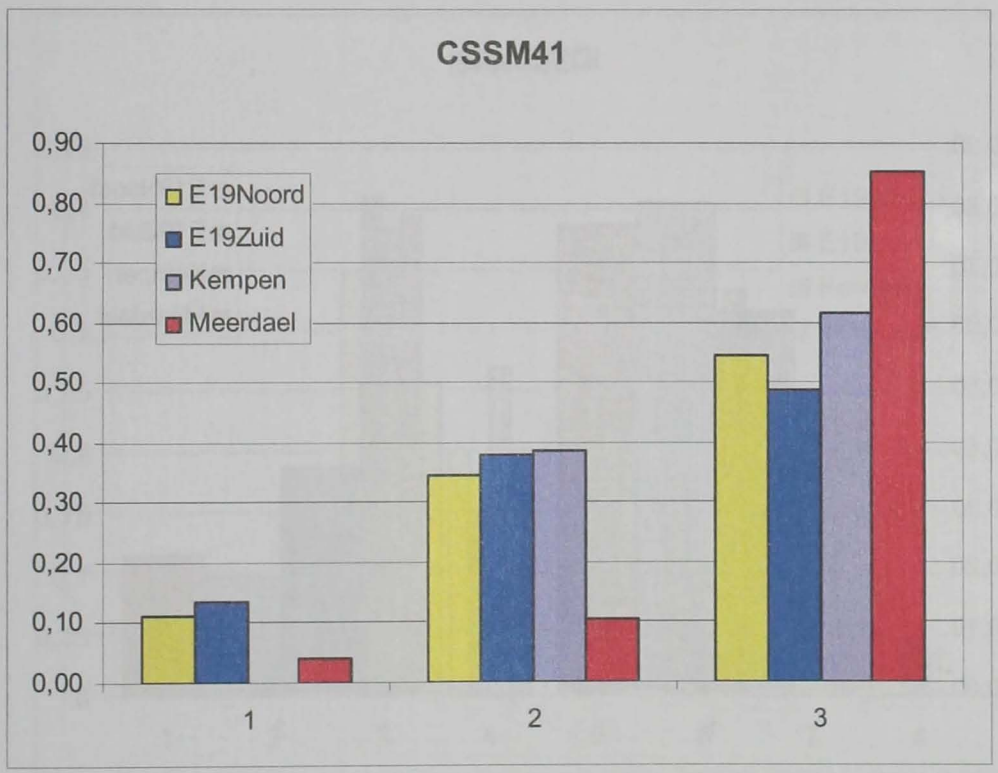
BM757
0,50
0,45
0,40
0,35
0,30
0,25
0,20
0,15
0,10
0,05
0,00
1
2
3
4
5
6
7
E19Noord
E19Zuid
Kempen
Meerdael

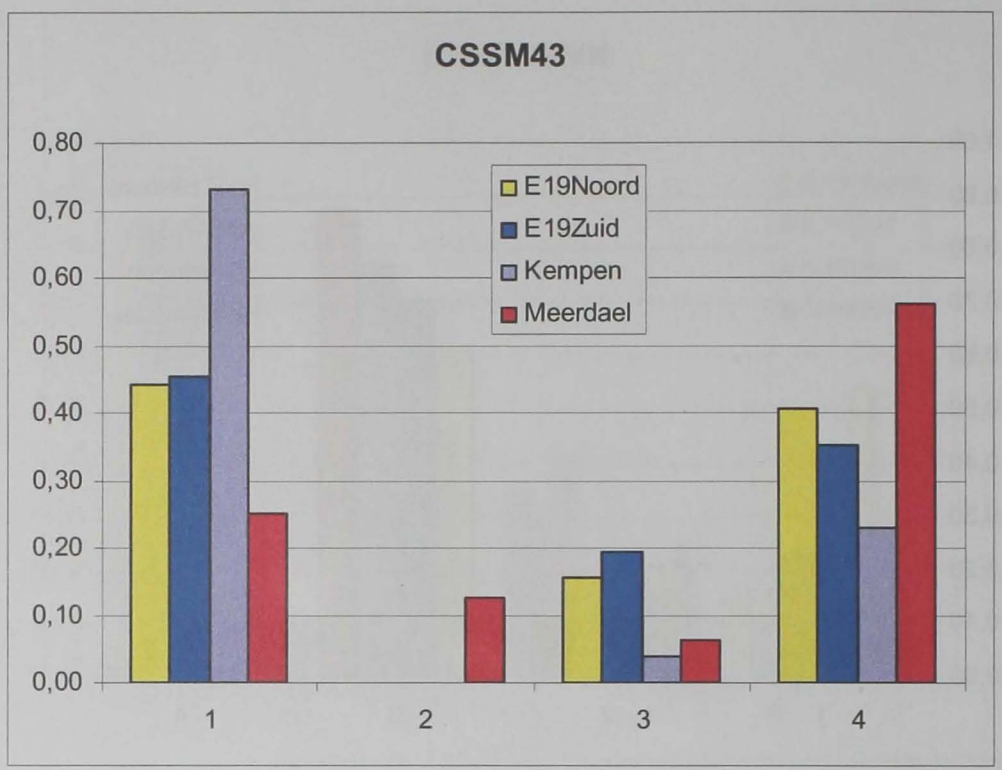

OarFCB304
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
E19Noord
E19Zuid
Kempen
Meerdael

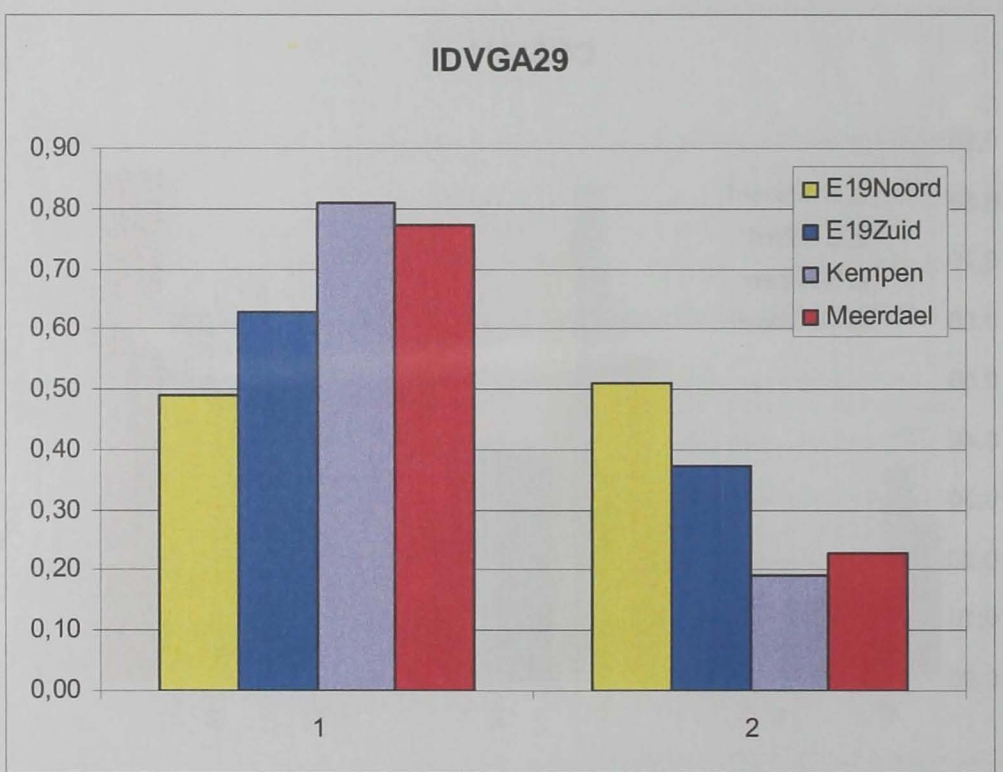

BMC1009
0,50
0,45
0,40
0,35
0,30
0,25
0,20
0,15
0,10
0,05
0,00
1
2
3
4
5
6
7
E19Noord
E19Zuid
Kempen
Meerdael

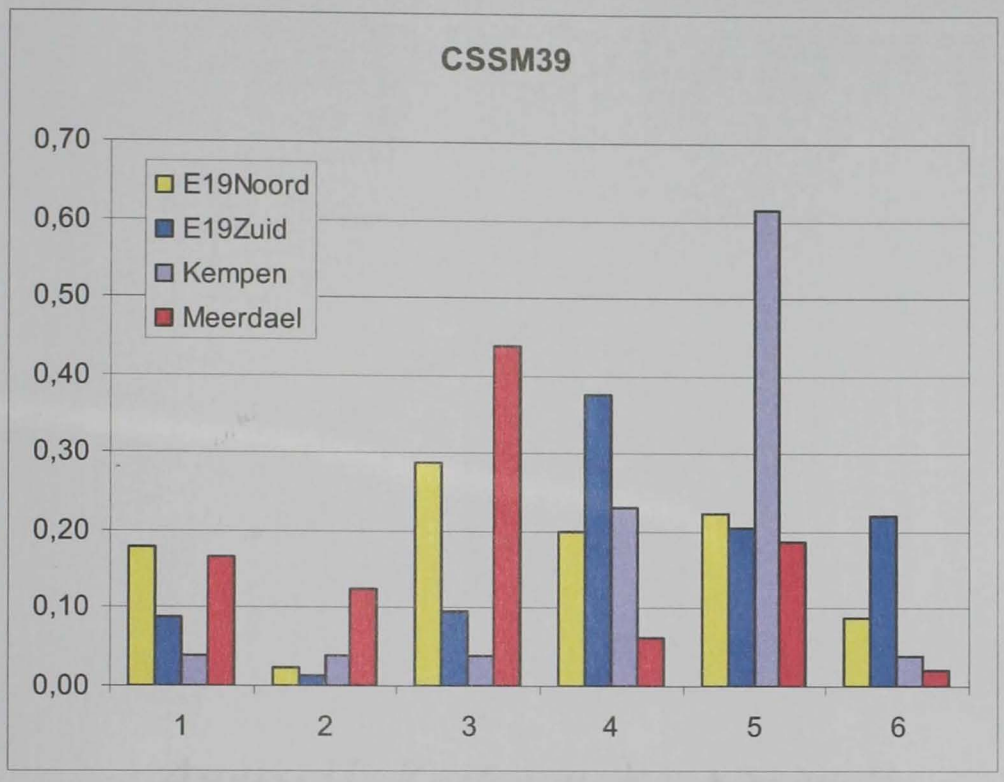

HUJ1177
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
1
2
3
4
5
6
E19Noord
E19Zuid
Kempen
Meerdael

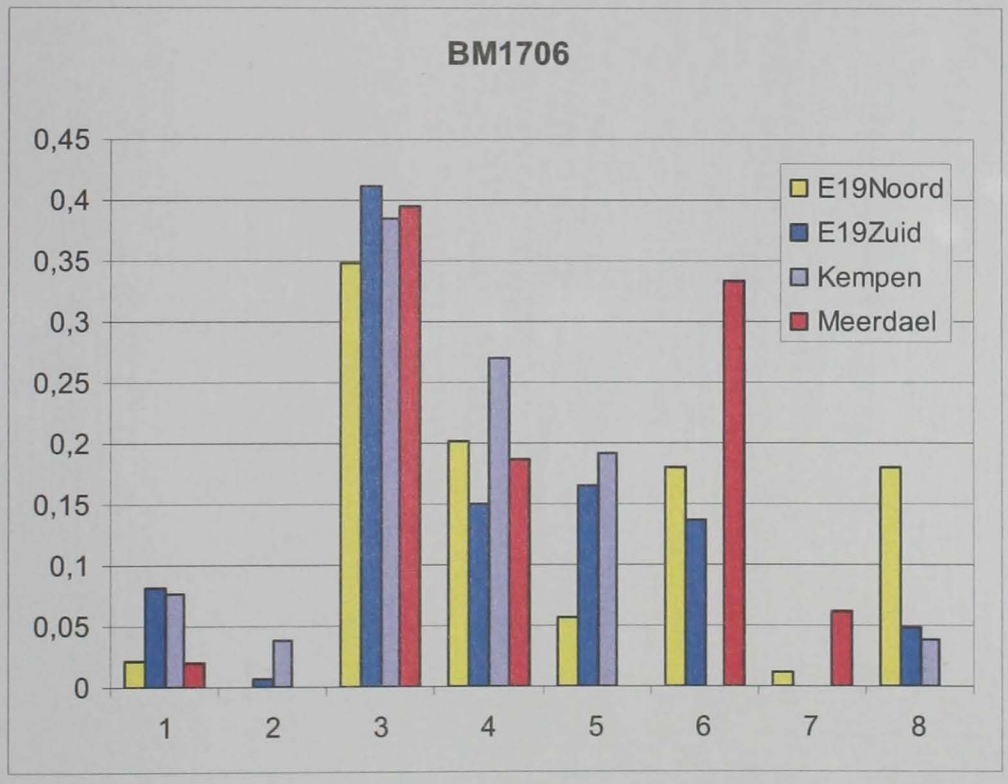

NVHRT48
1,00
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
1
2
3
4
E19Noord
E19Zuid
Kempen
Meerdael


CSSM41
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
1
2
3
E19Noord
E19Zuid
Kempen
Meerdael


CSSM43
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
E19Noord
E19Zuid
Kempen
Meerdael
1
2
3
4


IDVGA29
0,90
0,80
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
E19Noord
E19Zuid
Kempen
Meerdael
1
2


CSSM39
0,70
0,60
0,50
0,40
0,30
0,20
0,10
0,00
E19Noord
E19Zuid
Kempen
Meerdael
1
2
3
4
5
6


BM1706
0,45
0,4
0,35
0,3
0,25
0,2
0,15
0,1
0,05
0
E19Noord
E19Zuid
Kempen
Meerdael
1
2
3
4
5
6
7
8

Annex II: Kostenanalyse reevangst

Kostenanalyse reevangstsessies:

Materiaal			Stukprijs	Volledige prijs
Verticale drijfnetten (3km)			16.050,00	
Stokken	2A + 2B * 5dagen			
Bakken (5 stuks)			450,00	2.250,00
Walky talkies (4stuks)				
			3.000,00	12.000,00
Personeelskosten				
Voorbereiding			153,00	306,00
	Niveau A (2 mandagen)	Terreinbezoek, planning locatie netten,	97,00	388,00
	Niveau B (4 mandagen)	Terreinbezoek, contacteren deelnemers, planning plaatsen netten, coördinatie plaatsen netten		
	Niveau D (8 mandagen)	Plaatsen netten; afbreken netten	80,00	640,00
Vangst				
	Drijvers (NiveauC: 2 * 50 mandagen)		83,00	8.300,00
	Bemanning netten (Niveau B/C: 2 * 30 mandagen)		81,50	4.890,00
	Coordinatie (Niveau A: 2 * 2 mandagen)		153,00	612,00
	Veearts (2 * 1 mandag)		153,00	306,00
Transport				
	Voorbereiding (minimaal 2 veldtrips van gemiddeld 100km)		0.4261/km	
	Vangst (2 *minimaal 20 wagens, gemiddeld 60km)		0.4261/km	
	Transport reeën (2 * 100km)		0.4261/km	

Kostenanalyse reevangstsessies (vervolg):

Materiaal		Depreciatie (10 jaar)	Totaal	Totaal indien alle dieren op één dag gevangen kunnen worden	Totaal (minus vrijwilligers)
Verticale drijfnetten (3km)		1.605,00	80,25	80,25	80,25
Stokken	2A + 2B * 5dagen				
Bakken (5 stuks)		225,00	11,25	11,25	11,25
Walky talkies (4stuks)					
		1.200,00	60,00	60,00	60,00
Personeelskosten					
Voorbereiding			306,00	306,00	306,00
	Niveau A (2 mandagen)		388,00	388,00	388,00
	Niveau B (4 mandagen)				
	Niveau D (8 mandagen)		640,00	640,00	640,00
Vangst					
	Drijvers (NiveauC: 2 * 50 mandagen)		8.300,00	4.150,00	
	Bemanning netten (Niveau B/C: 2 * 30 mandagen)		4.890,00	4.075,00	
	Coordinatie (Niveau A: 2 * 2 mandagen)		612,00	306,00	
	Veearts (2 * 1 mandag)		306,00	153,00	
Transport					
	Voorbereiding (minimaal 2 veldtrips van gemiddeld 100km)		84,32	84,32	84,32
	Vangst (2 *minimaal 20 wagens, gemiddeld 60km)		1.022,64	511,32	
	Transport reeën (2 * 100km)		85,22	42,61	85,22
	Totaal:		16.785,68	10.807,75	1.655,04
	Totaal/dier:		1.678,57	1.080,78	165,50