

provincie Drenthe



# Veranderingen loopkeverfauna Mantingerbos 1959-2021



**Stichting  
Willem Beijerinck Biologisch Station**





# Veranderingen loopkeverfauna Mantingerbos 1959-2021

*Stichting noordelijk regionaal ecologisch onderzoek- en adviescentrum  
Het "Willem Beijerinck Biologisch Station"*

Secretariaat WBBS:  
Kanaaldijk 36  
9409 TV Loon  
Telefoon: 0592-408240  
e-mail: rikjan@biological-station.com  
www.biological-station.com

Henk de Vries, Roel van Klink, Alje Woldering, Kees van der Laaken &  
Rikjan Vermeulen

Loon, januari 2022

Aanbevolen citatie:

De Vries, H.H., Van Klink, R., Woldering, A., van der Laaken, K. & Vermeulen, H.J.W.  
(2022). Veranderingen loopkeverfauna Mantingerbos 1959-2021. Stichting WBBS, Loon.

*Niets van deze uitgave mag worden veeleelvoudigd en/of openbaar gemaakt zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van het WBBS.*

Foto omslag: Mantingerbos met in het midden een val van vangserie B, december 2019,  
fotograaf Alje Woldering

## **Inhoudsopgave**

Samenvatting.....	5
H1 Inleiding.....	6
H2 Methode.....	8
H3 Resultaten.....	14
H4 Conclusies.....	24
Dankwoord.....	30
Gebruikte Literatuur.....	31
Over stichting WBBS.....	34
Bijlage 1 Aantal gevangen loopkevers in jaren 1972, 1983, 2019 en 2020 .....	35
Bijlage 2 Aantal gevangen loopkevers in 1959 – 1966 .....	37
Bijlage 3 Synoniemen, biotoopvoorkeuren en vocht-preferentie .....	39

# Samenvatting

Vanaf 1959 heeft het Biologisch Station Wijster bodemvallen staan in verschillende gebieden in de provincie Drenthe. Via deze methode wordt inzicht verkregen in de aanwezige loopkeverfauna en de populatietrends die hierbij optreden. Dit kan belangrijke inzichten opleveren over het beheer van de bemonsterde gebieden en de gezondheid van de natuur. Een belangrijk gebied binnen deze werkzaamheden is het heidegebied van het Dwingelderveld. Daarnaast zijn ook vele andere gebieden jarenlang bemonsterd, zoals het Mantingerzand en het Terhorsterzand. Minder bekend is dat vooral in de beginperiode ook veel bosgebieden onderzocht werden. In 2019 is besloten om enkele van deze boslocaties in de omgeving van Mantinge opnieuw te bemonsteren: het Mantingerbos, Thijnsbosje en Noordlagerbos, tezamen het Mantingerbos geheten. Op 10 mei 2019 zijn op vier locaties bodemvallen geplaatst die gedurende twee jaar zijn gebruikt. Dit rapport geeft een samenvatting van de resultaten en een vergelijking met eerdere vangsten uit zes decennia. Geconcludeerd wordt dat de soortenrijkdom niet is afgenomen, wel dat de soortensamenstelling behoorlijk is veranderd. Een aantal soorten is verdwenen, terwijl er nieuwe soorten zijn bijgekomen. Heidesoorten en vochtminnende soorten gingen achteruit. Van de bossoorten is een deel achteruitgegaan, zoals bruine bosglimmer (*Amara brunnea*), maar andere bossoorten zijn juist toegenomen. Opvallend is dat enkele grote soorten, met name de blauwzwarte schallebijter (*Carabus problematicus*), ook een bossoort, enorm zijn toegenomen. Een zekere verklaring voor alle waargenomen veranderingen kan onze analyse niet leveren, maar als belangrijkste hypothese komt verdroging van het bos naar voren. Daarnaast heeft het verdwijnen van de heide in de omgeving waarschijnlijk effect gehad op de heidesoorten. Een toevalstreffer is de vangst van diverse exemplaren kleine poppenrover (*Calosoma inquisitor*) in 2019. Deze soort is hier niet eerder aangetroffen, maar de opvallende toename komt overeen met de vele individuen die ook elders in Nederland in datzelfde jaar werden waargenomen.

## H1 Inleiding

De recente toegenomen belangstelling voor veranderingen in insectengemeenschappen is veroorzaakt door een publicatie van Hallmann et al. (2017). Deze publicatie liet zien dat vliegende insecten (uitgedrukt in gewicht) in meerdere natuurgebieden in West-Duitsland sinds 1989 met gemiddeld 75% zijn afgenomen. De alarmerende meting heeft de belangstelling van wetenschappers en maatschappij voor datasets van insecten enorm vergroot. De ontwikkeling heeft ertoe geleid dat in Nederland beschikbare datasets zijn geïnventariseerd (Kleijn et al., 2018) en hebben tot publicatie van de weinig beschikbare gegevens geleid. De beschikbare gegevens uit Drenthe (loopkevers, o.a. den Boer en van Dijk, 1994) en uit Tilburg (lichtvalvangsten, o.a. Wielink et al., 2020) zijn geanalyseerd in het rapport 'Analysis of Insect Monitoring Data from De Kaaistoep and Drenthe' (Hallmann et al., 2018), en leidde tot de conclusie dat de aantallen loopkevers in de periodes 1997-2017 (Kaaistoep) en 1985–2016 (Wijster) sterk zijn afgenomen. De gegevens uit Wijster werden al eerder gebruikt voor een internationale studie naar de effecten van klimaatsverandering op organismen van land, zoet en zout water (Bowler et al., 2017) en in een wereldwijde studie naar afnames in insectenaantallen (van Klink et al., 2020).

Sinds 1959 worden in Drenthe loopkevergegevens verzameld met behulp van metalen bodemvallen. Dit is gestart met werkzaamheden van dr. Piet den Boer als medewerker bij het Biologisch Station te Wijster, een veldstation van de universiteit te Wageningen (destijds Landbouwhogeschool). Veel van het onderzoek vond plaats op het Dwingelderveld en omgeving. Hierdoor lag het accent van het onderzoek op heidevelden, maar in de beginjaren, vanaf 1959, werd ook veel aandacht besteed aan enkele bosgebieden in Midden-Drenthe. Het Biologisch Station werd gesloten in 1998, maar de loopkeverwerkzaamheden worden sinds 2002 voortgezet door Stichting Willem Beijerinck Biologisch Station (WBBS). Stichting WBBS zet zich in voor het beheer van de verzamelde loopkevergegevens en voegt jaarlijks nieuwe gegevens toe met gebruik van de bodemvallen. Loopkevers zijn bodemactieve insecten die gemakkelijk gevangen kunnen worden met vallen die hun rand gelijk hebben staan met het maaiveld. In Nederland leven zo'n 380 soorten loopkevers (Turin, 2000), variërend in grootte van 2 mm tot 4 cm. Stichting WBBS zet het werk van Den Boer voort, met precies dezelfde methoden en locaties als voorheen. Het WBBS heeft haar activiteiten van 2019 tot 2021 uitgebreid met een herhaling van bemonstering van het Mantingerbos.

Het Mantingerbos, ongeveer 8 hectare groot, is een van de weinige in de beekdalen overgebleven bossen van ons land. Het gaat hier om het habitat-type eiken-beukenbos met hulst (Prolander, 2016). Dit is een type dat alleen wordt toegekend aan bossen op standplaatsen die al bekend zijn van voor 1850 (Hommel et al., 2020). Voor zover bekend heeft hier altijd bos gelegen. Het is daarmee het oudste

nog bestaande bos van Nederland (Prolander, 2016). Het bosgebied bestaat uit drie delen, Mantingerbos, Thijnsbosje en het Noordlagerbos (Prolander, 2016).

Dit loopkeveronderzoek is uitgevoerd met dezelfde methode als toegepast gedurende eerdere inventarisaties. Gedurende de periode 1959-1966, en in 1972 werd het Mantingerbos onderzocht (Den Boer, 1977) en in 1983 opnieuw door T. van Dijk. Het gaat hier om een bosgebied dat weinig beheer heeft ondergaan gedurende deze periode. Momenteel bestaat het beheer uit “niets doen” (Prolander, 2016). Om deze reden is het bijzonder interessant om te kijken in hoeverre in dit bosgebied de soortenrijkdom, het aantal individuen en de soortensamenstelling is veranderd gedurende de afgelopen periode van 60 jaar.

### **Vraagstellingen**

1. Welke loopkeversoorten zijn aanwezig in het gebied van het Mantingerbos?
2. Wat zijn de verschillen met de resultaten van eerdere bemonsteringen wat betreft soortenrijkdom, individuen aantallen en soortensamenstelling en is er sprake van homogenisatie van de gemeenschappen?
3. Zijn er relaties te leggen tussen trends in aantallen en de ecologische eigenschappen van de gevangen soorten?

## H2 Methoden

Met bodemvallen wordt vastgesteld welke loopkeversoorten ter plekke aanwezig zijn. Voor dit onderzoek is dezelfde methode gebruikt die steeds wordt toegepast sinds het loopkeveronderzoek in Drenthe werd gestart door het Biologisch Station te Wijster. Dit zijn ingegraven vierkante metalen blikken van precies een meter omtrek. Op elke monsterlocatie staat een serie van drie blikken, ongeveer tien meter uit elkaar geplaatst. Twee blikken vangen kevers levend, het derde vangt kevers in een 4% formalineoplossing.

### 2.1 Locaties

Vanaf 1959 zijn, gedurende één of meerdere jaren, zestien keer eerder vangseries met blikken geplaatst op locaties in bosgebieden in deze omgeving:

- Mantingerbos (series A, B, U, V en AC)
- Thijn's Bosje (series C en DC)
- Bos bij Eursinge (serie W)
- Bruntingerbos (series AL, AS, BK en DF)
- Noordlagerbos (series AK, AQ, AW en BA)



**Figuur 2.1.** Locatie vier monsterlocaties op een Bing-map achtergrond: A (Mantingerbos), B (Mantingerbos), C (Thijnsbosje), AQ (Noordlagerbos).





**Figuur 2.2.** Overzicht van de omgeving van het onderzoeksgebied in twee jaren, 1959 en 2019, zoals weergegeven op Topotijdreizen.nl, een website met topografische gegevens van het Kadaster. In 1958 werd het Bruntinger binnenveld nog aangegeven als groot heidegebied.

Voor dit onderzoek zijn vier van deze locaties herbemonsterd, twee in het Mantigerbos, één in Thijnsbosje en één in Noordlagerbos, zie figuur 2.1. Een overzicht met enkele oudere gegevens van deze vier locaties staat in tabel 2.1. Aan

**Tabel 2.1.** Overzicht van de opnieuw bemonsterde en van de meest relevante eerdere bemonsteringen in het onderzochte gebied. De nummers tussen haakjes onder Oude code betreffen de bliknummers die gebruikt zijn.

Gebruikte code 2019	Naam	XY-coördinaten.	Oude code	Eerdere bemonstering	Oude omschrijving
A	Mantingerbos	236986, 536571	A (1,2,3)	1959	Hulstbos zonder ondergroei
B	Mantingerbos	236896, 536539	B (4,5,6)	1959-1966, 1972, 1983	Hulst en zomereik, ondergroei klaverzuring
C	Thijnsbosje		C (7, 8, 9)	1959-1966, 1972, 1983	Rijk zomereik-berkenbos met rijke ondergroei
Nvt	Mantigerbos (centrum)		U (01a, 02a, 03a)	1960	Zuiver hulst-bos zonder ondergroei
Nvt	Mantingerbos		V (10a, 11a, 12a)	1960	Open stuk met adelaarsvaren
Nvt	Mantingerbos (centrum)		AC (01b, 02b, 03b)	1961	Hakhoutbos met veel vuilboom
Nvt	Noordlagerbos (centrum)		AK (1c, 2c, 3c)	1962	Dichte begroeiing van jonge berk, ondergroei mossen en bosbes
Nvt	Noordlagerbos (noordrand)		AW (01e, 02e, 03e)	1964	Dichte begroeiing van jonge berk
Nvt	Noordlagerbos (oudste deel)		BA (01f, 02f, 03f)	1965	Voorname eiken met adelaarsvaren
Nvt	Thijnsbosje	236808, 536761	DC (13,14,15)	1995	Berkenbos met varens
AQ	Noordlagerbos	237446, 537040	AQ (01d, 02d, 03d)	1963	Jong berkenbos

de hand van de vegetatie en locatiebeschrijvingen en de coördinaten (100 meter precisie) zijn de vallen zo dicht mogelijk bij de historische locaties geplaatst. Een representatieve foto van zowel de nu onderzochte locaties als de eerder onderzochte locaties staan in respectievelijk figuren 2.3 en 2.4. Met name het Thijnsbosje (C) is aanzienlijk veranderd door de toename van adelaarsvaren, hetgeen in 1995 ook al genoemd werd, en ook het Noordlagerbos (AQ) is veranderd doordat de berken ouder zijn geworden.

## 2.2 Werkwijze

Alle vier series zijn geplaatst op 10 mei 2019, ongeveer twee maanden later dan gebruikelijk bij dit soort jaarseries. De vangsten werden wekelijks opgehaald en alle loopkevers werden tot op soortniveau gedetermineerd. De dagen waarop de vallen werden bezocht om de val te plaatsen, te legen of te sluiten staan in tabel 2.2. De series werden na ongeveer twee jaren afgesloten, op 27 mei 2021. Voor de wetenschappelijke naamgeving wordt gebruik gemaakt van de CarabCat database (Lorrenz 2021), en voor de Nederlandse namen van Felix et al., (2010). Bekendere oude namen (synoniemen) worden gegeven voor enkele soorten (zie bijlage 3).



**Figuur 2.3** Foto's van de vanglocaties op 15 december 2019. Van linksboven naar linksonder (met de klok mee) zijn dit respectievelijk locaties A (Mantingerbos) B (Mantingerbos), C (Thijnsbosje) en AQ (Noorlagerbos),). Foto's van Alje Woldering, 15-12-2019.



**Figuur 2.4** Oude foto's van de vanglocaties. Van linksboven naar linksonder (met de klok mee) zijn dit respectievelijk locaties A (Mantingerbos, 18-4-1962), B (Mantingerbos, 4-8-1962), C (Thijnsbosje, 21-3-1962) en AQ (Noordlagerbos, 7-7-1964). Foto's van P.J. den Boer.

### 2.3 Analyse

Er wordt een ecologische indeling gebruikt voor heidesoorten, bossoorten en vochtminnende soorten gebaseerd op de indelingen van Turin (2000). In het vervolg worden de vangsten van 2019 en begin 2020 (tot begin mei) 2019 genoemd en de vangsten tot en met voorjaar 2021 worden vangsten uit 2020 genoemd. Bij de analyse worden de huidige vangsten besproken en worden trends vastgesteld door de vangsten in dit gebied (het Mantingerbos) te vergelijken met eerdere vangsten vanaf het jaar 1959. De analyses voor de totale aantallen gevangen soorten en de totale aantallen gevangen individuen werden uitgevoerd met een gemixt regressie model. Om te testen of de soortensamenstelling is veranderd werd een ordinatie toegepast (non-metric multidimensional scaling op basis van Bray-Curtis dissimilariteit), hiervoor werd een multivariate permutatie-anova gebruikt. Homogenisatie werd getest door middel van een test van multivariate dispersie (Anderson 2006). De analyse van ecologische preferenties werd ook uitgevoerd met behulp van gemixte regressiemodellen. Als grenswaarde voor significante afnames wordt  $p=0.05$  gehanteerd. P-waardes tussen 0.05 en 0.1 kenmerken we als niet-significante trend. Alle statistische analyses zijn uitgevoerd in het programma R, versie 4.1.2.

**Tabel 2.2.** De bodemvallen werden geplaatst en geopend op 10 mei 2019. Hieronder zijn alle data weergegeven waarbij de kevers opgehaald werden.

Maand	2019	2020	2021
Jan		12, 26	7, 21
Feb		9, 23	4, 18
Mrt		8, 15, 19, 26	4, 11, 18, 25
Apr		2, 9, 16, 23, 30	1, 8, 15, 22, 29
Mei	19, 26	7, 14, 21, 28	6, 13, 20, 27
Juni	2, 9, 16, 23, 30	4, 11, 18, 25	
Juli	7, 14, 21, 28	2, 9, 16, 23, 30	
Aug	4, 11, 18, 25	6, 13, 20, 27	
Sep	1, 8, 15, 23, 29	3, 10, 17, 24	
Okt	6, 13, 20	1, 8, 15, 22, 29	
Nov	3, 10, 17, 24	5, 12, 19, 26	
Dec	1, 15, 29	10, 24	

## H3 Resultaten

### 3.1 Soortensamenstelling 2019-2021

De bemonsteringen gedurende de periode mei 2019 – mei 2021 hebben in totaal een vangst van 3529 kevers opgeleverd verdeeld over 44 soorten. Gemiddeld was de vangst 441 kever per serie van drie bodemvallen. Een overzicht van de vanglijst staat in bijlage 1. Er zijn 28 soorten gevangen met minstens twee exemplaren. Vier soorten hiervan zijn gevangen met meer dan 400 individuen: bronzen boszwartschild (*Pterostichus oblongopunctatus*; 1463 exx.), grote zwartschild (*P. niger*; 598 exx.), blauwzwarte schallebijter (*Carabus problematicus*; 419 exx.) en tuinschallebijter (*C. nemoralis*; 468 exx.). Dit zijn alle vier soorten die vaak in bossen voorkomen, maar hiervan wordt alleen bronzen boszwartschild en blauwzwarte schallebijter gekarakteriseerd als bossoort, de andere soorten hebben een breed habitatspectrum. Ook andere van de in het Mantingerbos aangetroffen soorten worden als bossoort gekarakteriseerd, zie Bijlage 3. Met name breedborstloopkever (*Abax parallelepipedus*; 15 exx.), vierpuntkruiper (*Harpalus laevipes*; 71 exx.), bosbaardloper (*Leistus rufomarginatus*; 16 exx.), bosspiegelloopkever (*Notiophilus rufipes*; 31 exx.) en glimmende langkaak (*Stomis pumicatus*; 3 exx.) zijn soorten die gebonden zijn aan bos. Er zijn behalve de kleine poppenrover (*Calosoma inquisitor*) geen bijzondere of zeldzame soorten aangetroffen.

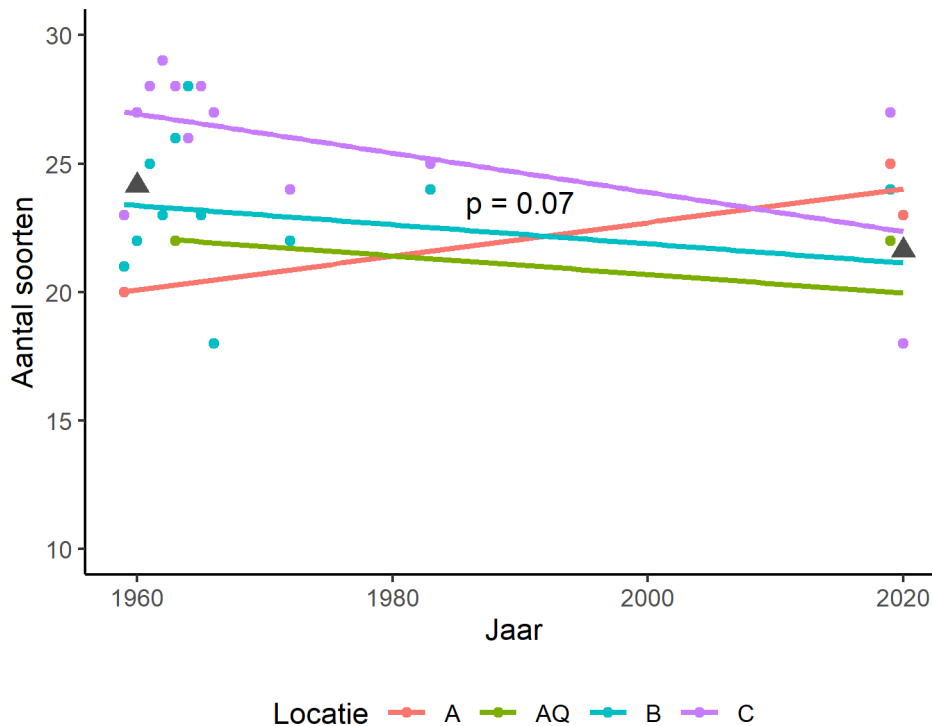
### 3.2 Vergelijking met voorgaande jaren

Met behulp van statistische testen is gekeken in hoeverre er veranderingen hebben plaatsgevonden sinds 1959. Uit de regressieanalyse van alle vangsten van deze tijdreeks met vangsten in het Mantingerbosgebied, gestart in 1959, blijkt dat het aantal soorten niet significant is afgenomen ( $p = 0.07$ ; figuur 3.1), maar wel op drie van de vier locaties een negatieve tendens laten zien. Het aantal gevangen soorten in de recente periode (2019-2021) zat tussen de 18 en 26 soorten per serie, terwijl dit in eerdere jaren, waarvan de meeste uit de jaren '60, liep van 18 tot 28. Het verschil tussen het gemiddelde in 1959 en 2020 bedraagt 10% van het aantal in de jaren '60.

Eenzelfde regressieanalyse is uitgevoerd op het gevangen totale aantal individuen. In figuur 3.2 staan de gemiddelde waarden per decennium afgebeeld. De algehele trend vertoont nauwelijks verschillen en was ook niet significant, er is geen significante toe- of afname ( $p = 0.29$ ).

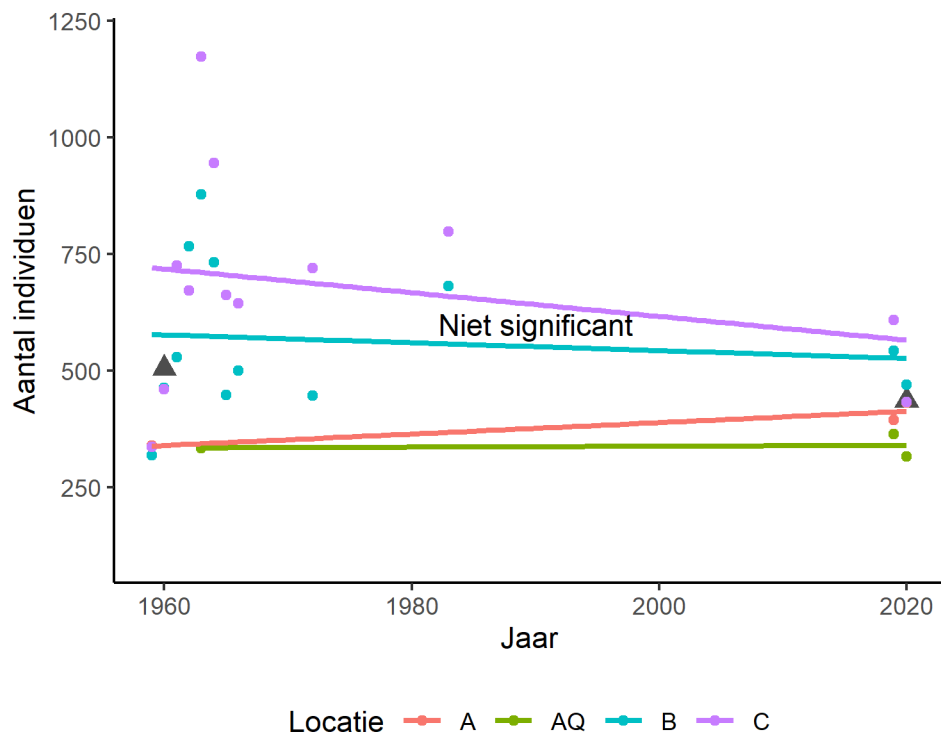
Om te testen of de soortensamenstelling zich in de loop van de jaren heeft veranderd hebben we een ordinatie uitgevoerd (Figuur 3.3). Deze wijst uit dat er een significant verschil in soortensamenstelling bestaat tussen de jaren 1960 en de periode 2019-2020 (multivariate permutatie-anova:  $p = 0.001$ ,  $R^2 = 0.45$ , en tussen de locaties,  $p = 0.014$ ,  $R^2 = 0.14$ ). In Figuur 3.3 zijn zowel de relatieve posities van de

locaties A, B, C en AQ afgebeeld als de posities van de afzonderlijke soorten die genoemd zijn in de tekst.



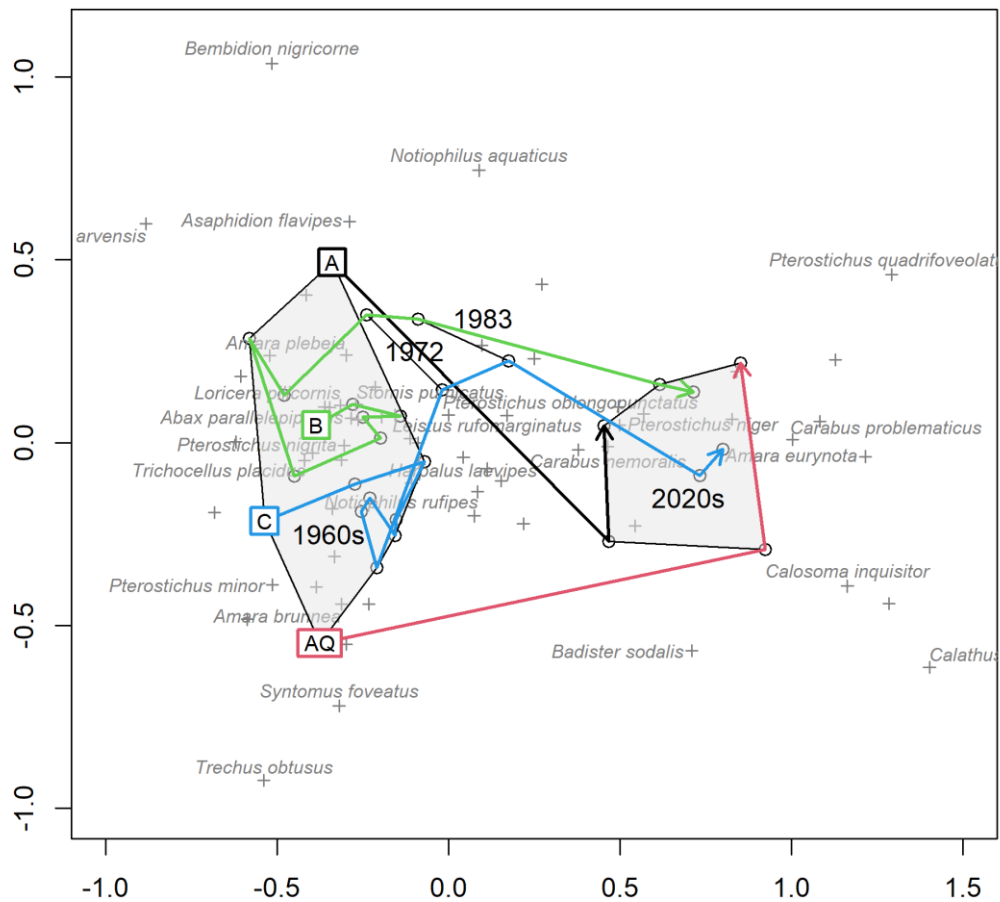
**Figuur 3.1.** Soortenrijkdom aan loopkevers in de jaren 1959 tot 2020 in de vier vangstlocaties in het Mantingerbos. De zwarte driehoeken geven het geschatte gemiddelde voor het betreffende decennium aan, waarbij de recente periode net niet significant verschilt van het eerste decennium, de jaren '60 (berekend met een gemixt regressie-model,  $p = 0.07$ ).

Uit de permutatietest voor homogeniteit van multivariate dispersie blijkt dat de variabiliteit van de vangsten van oudere jaarseries (1959 – 1966) nauwelijks verschilt van de afstand tussen de recente jaarseries uit 2019-2020 ( $p=0.09$ ), waarbij moet worden opgemerkt dat er in de jaren '60 meer jaren data beschikbaar waren dan in de recente periode, waardoor ook verwacht kan worden dat die periode meer variatie vertoont (zie spreiding van de punten in Figuur 3.3). Opvallende soorten die eerder een of meerdere keren zijn aangetroffen zijn en nu niet werden gevonden zijn: grote loopkever (*Carabus cancellatus*, één keer in 1962 gevangen, nu vrijwel verdwenen uit Drenthe), zwartspriet fluweelloper (*Chlaenius nigricornis*, eerder in totaal acht exemplaren gevonden) en bruine bosglimmer (*Amara brunnea*, eerder regelmatig, maar ook niet in alle jaren aangetroffen). Een overzicht van verschenen en verdwenen soorten (in de bemonstering) staat in tabel 3.1.



**Figuur 3.2.** Aantal gevangen loopkever individuen in de jaren 1959 t/m 2020 in 5 locaties in het Mantingerbos. De donkere driehoeken de gemiddelde waarden aan voor het betreffende decennium, en vertonen significante verschillen (berekend met een gemixt regressiemodel,  $p = 0.29$ ).





**Figuur 3.3.** Ordinatatie van verandering in de soortensamenstelling van de vier locaties tussen 1959 en 2020. Locaties: open cirkels (o); soorten: plus (+). Cirkels die dicht bij elkaar liggen in de grafiek lijken meer op elkaar qua soortensamenstelling dan cirkels die ver uit elkaar liggen. De gekleurde pijlen geven aan hoe elk van de vier locaties zich ontwikkeld heeft in de loop van de tijd. De wetenschappelijke namen van alle soorten genoemd in te tekst zijn zichtbaar gemaakt, en ook van enkele soorten in de periferie van de grafiek. Soorten die helemaal links staan in de grafiek zijn (bijna) alleen in de jaren 1959 – 1966 gevangen, en de soorten die (bijna) alleen in 2019-2020 gevangen zijn staan helemaal rechts.

	1959-1966	1972 en 1983	1919 en 1920
Soortnaam	18 jaarseries	4 jaarseries	8 jaarseries
Trichocellus placidus	1051	23	0
Amara brunnea	67	2	0
Trechus obtusus	13	0	0
Chlaenius nigricornis	8	0	0
Pterostichus minor	8	0	0
Pterostichus vernalis	8	0	0
Dyschirius globosus	6	0	0
Notiophilus palustris	5	0	0
Anchomenus dorsalis	3	1	0
Pterostichus anthracinus	3	1	0
Synuchus vivalis	0	0	10
Poecilus cupreus	0	0	25
Calosoma inquisitor	0	0	32

**Tabel 3.1.** Gesommeerde vangsten van soorten die sterk toe- of afgenomen zijn in de loop der jaren. Geselecteerd zijn soorten die met meer dan twee individuen gevangen waren in de eerste of laatste periode, waarbij de verandering 100% was.

### 3.3 Trends van bossoorten

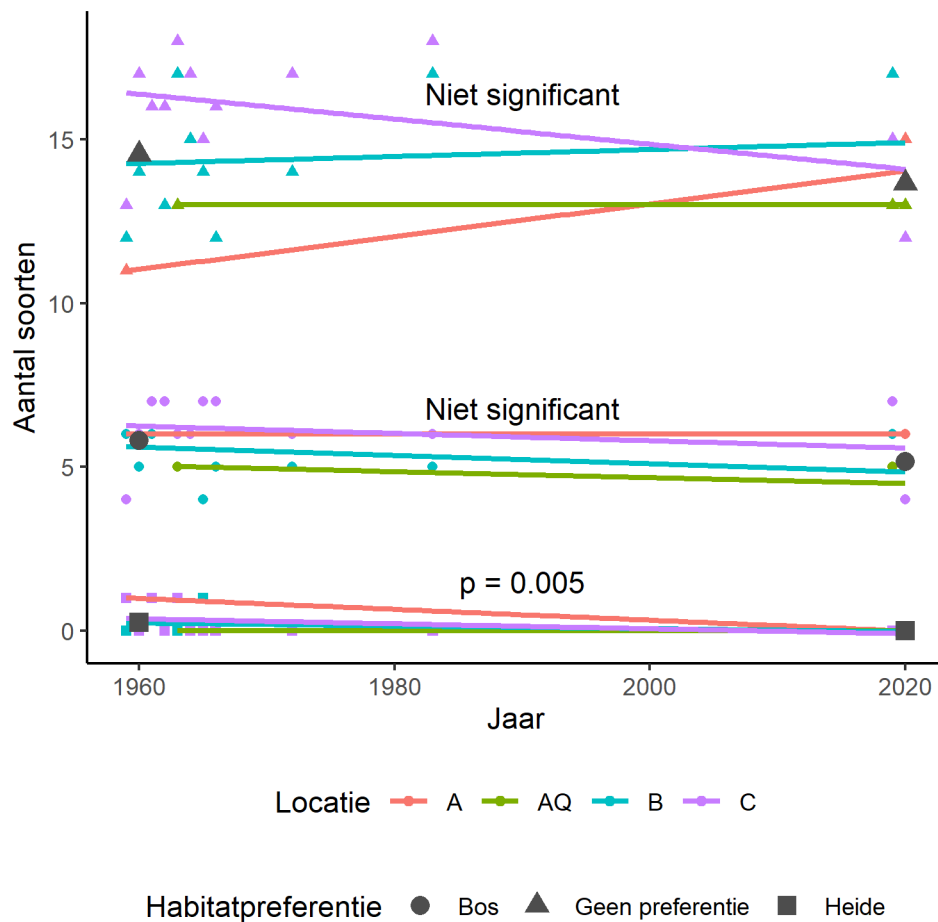
Uit de analyse van drie ecologische groepen, bossoorten, heidesoorten en soorten zonder duidelijke preferentie (eurytope soorten), zie Bijlage 3, bleek dat alleen de groep heidesoorten, bestaande uit vijf soorten, significant achteruitgegaan is in aantal soorten (Figuur 3.5;  $p = 0,005$ ), hoewel het aantal heidesoorten ook in de jaren '60 nooit hoog was (niet meer dan 1 soort per jaar). Voor aantal individuen kon geen significante afname worden vastgesteld (Figuur 3.6;  $p = 0,39$ ), ondanks dat de heidesoorten volledig zijn verdwenen. Waarschijnlijk ligt dit aan de grote aantallen individuen bossoorten en eurytope soorten die gelijktijdig zijn geanalyseerd (figuur 3.5). Het gaat hierbij om soorten die in de jaren '60 incidenteel werden aangetroffen, en waarschijnlijk uit heidegebieden zijn binnengelopen of gevlogen, maar nu compleet verdwenen zijn.

De groep bossoorten liet geen voor- of achteruitgang zien, omdat een deel van de soorten toenam, en een ander deel afnam, waardoor ze elkaar uit middelden. De meest opvallende bossoort die sterk is toegenomen is blauwzwarte schallebijter (*Carabus problematicus*). Deze soort werd in de jaren '60 slechts éénmaal aangetroffen, in 1961, maar in de recente periode met 418 exemplaren, verdeeld over alle vier locaties. Ook bijzonder is het voorkomen van kleine poppenrover (*Calosoma inquisitor*; 32 exx.), ook een bossoort. Deze werd voor het eerst gevonden in 2019 in

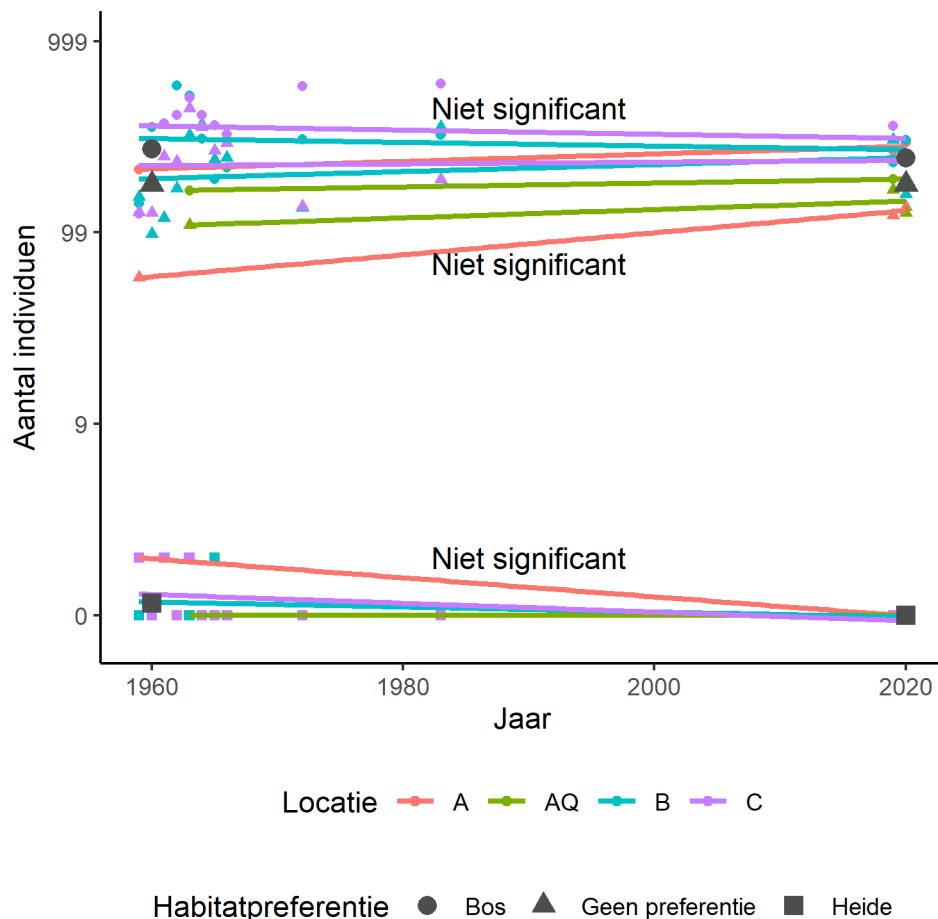
drie van de vier series. Opvallend was dat deze soort uitsluitend in het eerste vangjaar 2019 werd aangetroffen, en in het tweede jaar niet weer werd gevangen. Een bossoort die ook is afgenomen is de gewone breedborst (*Abax parallelepipedus*). Deze soort werd eerder vrij constant met enkele tientallen exemplaren per jaar aangetroffen in elke locatie, nu zijn de dichtheden veel lager, waarbij alleen in locatie DC in 2020 meer dan 10 exemplaren gevonden zijn. Verder is de bruine bosglimmer (*Amara brunnea*) dit keer niet gevangen, een bossoort die verspreid door de jaren heen 69 keer werd gevangen. Een andere interessante soort is de gewone drietandglimmer (*Amara plebeja*), een eurytope soort waarvan bekend is dat deze jaarlijks migratiegedrag tussen bossen en heideterreinen vertoont (Van Huizen, 1977). Deze soort werd voorheen jaarlijks in elke serie gevangen en nam toe in de jaren '70 en '80. Nu is er slechts nog één exemplaar aangetroffen in locatie C.



**Figuur 3.4** Bronzen boszwartschild (*Pterostichus oblongopunctatus*)  
Foto beschikbaar gesteld door Niels Sloth, [Biopix](#)



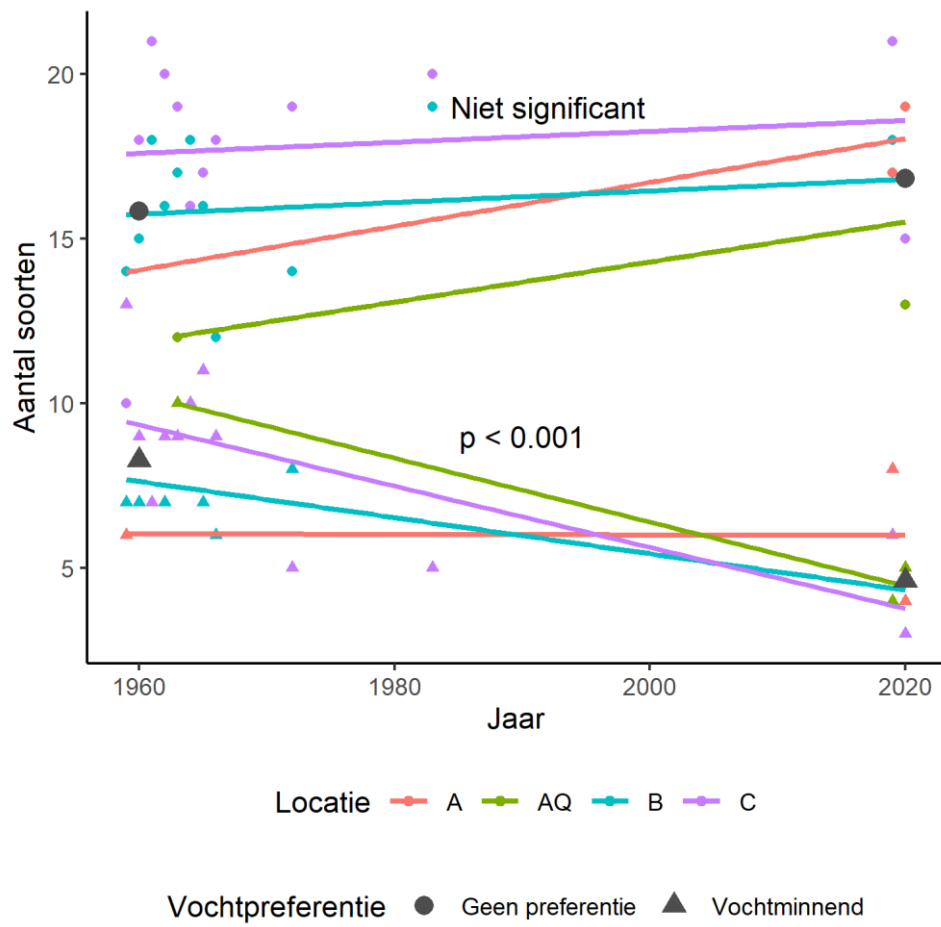
**Figuur 3.5.** Veranderingen in de aantallen soorten die typisch zijn voor bos, heide, en van soorten zonder voorkeur. De heidesoorten zijn verdwenen uit het Mantingerbos, en zijn in de meest recente vangstperiode helemaal niet meer gezien. De zwarte vormen geven het geschatte gemiddelde voor het eerste en het laatste decennium aan.



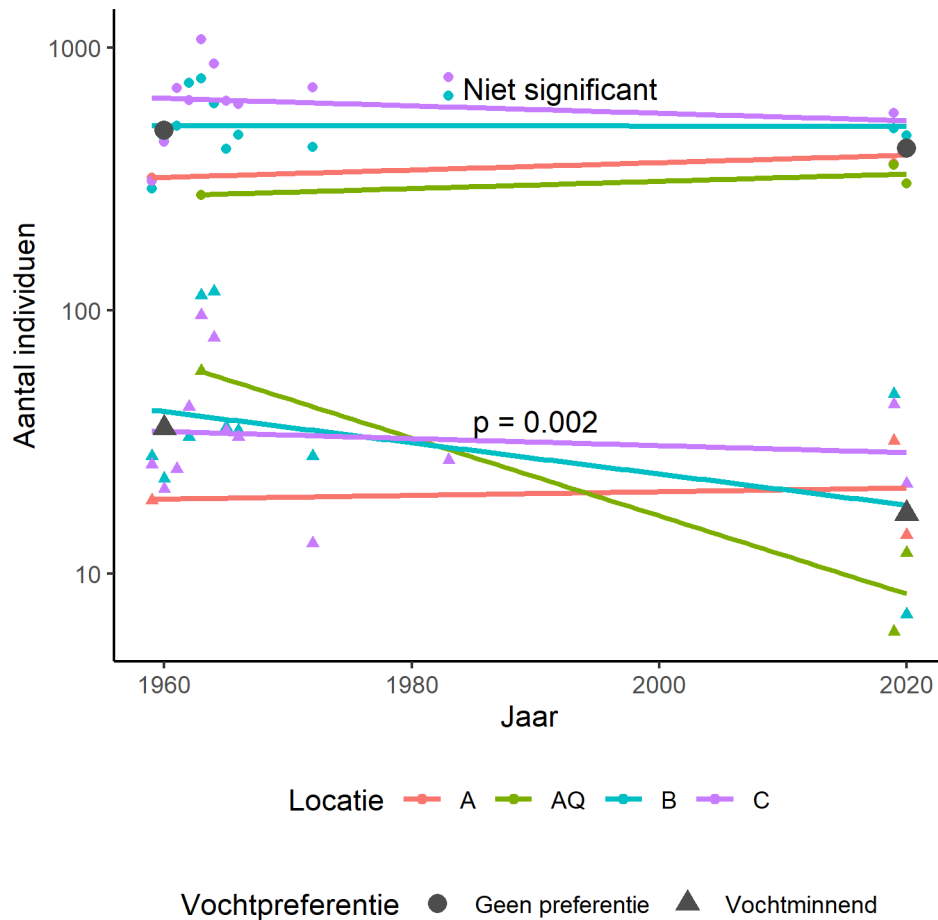
**Figuur 3.6.** Verandering in het aantal individuen van soorten die typisch zijn voor bossen, soorten zonder habitatvoorkeur, en soorten met een voorkeur voor heide. De heidesoorten zijn volledig verdwenen uit het Mantingerbos, maar door het gebrek aan afname voor de andere groepen, wordt de afname niet op 100% geschat. De zwarte vormen geven het geschatte gemiddelde voor het eerste en het laatste decennium aan.

### 3.4 Trends voor vochtminnende soorten

De vochtminnende soorten zijn achteruitgegaan, zowel qua soortenrijkdom (Figuur 3.7;  $p < 0.001$ ), als qua individuenrijkdom (Figuur 3.8;  $p = 0.002$ ). Met name moerasboszwartschild (*Pterostichus nigrita*, tegenwoordig meestal opgedeeld in twee soorten, *P. nigrita* en *P. rhaeticus*) en moeraszwartschild (*Pterostichus minor*) namen af. De soort borstelspriet *Loricera pilicornis*, voorheen aanwezig in vrijwel alle series, werd slechts op twee plekken, en alleen in 2019 aangetroffen. Een opvallend afgenomen soort is de niet als puur vochtminnend aangeduide moerashaarogkever (*Trichocellus placidus*). Deze soort komt naast enkele andere biotopen veel voor in vochtige bossen (Turin, 2000) en heeft waarschijnlijk ook een relatie met vocht. Deze soort was in de jaren '60 abundant in alle locaties, maar nam al in de jaren zeventig af en is nu niet meer aangetroffen.



**Figuur 3.7.** Trend van het aantal vochtminnende soorten en soorten zonder voorkeur. Het aantal vochtminnende soorten is in de afgelopen 60 jaar met 44% afgenomen, terwijl de soorten zonder preferentie geen trend laten zien.



**Figuur 3.8.** Trends in het aantal individuen van vochtminnende soorten en het aantal individuen van soorten zonder voorkeur. Het aantal individuen van vochtminnende soorten is ook afgenomen, terwijl het aantal individuen van zonder preferentie geen verandering laat zien.



**Figuur 3.9** Kleine poppenrover (*Calosoma inquisitor*) Foto: Henk de Vries

## H4 Conclusies

Bij deze herbemonstering van het Mantingerbos vonden we geen significante afnames in het totaal aantal soorten of individuen. Dit resultaat staat in contrast tot de analyse van de lange termijn veranderingen op de nabijgelegen heidegebieden, waar sterke afnames zichtbaar waren (Hallmann et al., 2018, 2020). Zulke verschillen tussen locaties zijn in overeenstemming met een recentere meta-studie, die een complex mozaïek van afnames en toenames over de hele wereld laat zien (van Klink et al., 2020). Wel waren grote veranderingen in de soortensamenstelling zichtbaar (in overeenstemming met andere wereldwijde analyses van biodiversiteit; Dornelas et al., 2014; Blowes et al., 2019), maar geen homogenisatie. De waargenomen veranderingen van de soortgroepen, waarbij vooral de vochtminnende soorten en heidesoorten zijn afgenomen, kunnen herleid worden tot de habitatveranderingen die hebben plaatsgevonden in en rond het Mantingerbos. Deze analyse doet sterk vermoeden dat verdroging en een afname van heidegebied in de omgeving van het Mantingerbos de belangrijkste oorzaken zijn van de veranderingen in de soortensamenstelling.

### 4.1 Aannames

Zoals bij elke herbemonstering, moeten we rekening houden met een aantal onzekerheden bij het trekken van conclusies uit deze studie. Deels gaat het hierbij om de locaties, omdat niet precies bekend is waar de vallen in de jaren '60 hebben gestaan. Er was toen immers ook nog geen GPS beschikbaar. De afstand tussen de drie blikken is ongeveer 20 meter, waardoor de straal waaruit gevangen wordt een stuk groter mag worden geacht. Voor een goede vergelijking met eerdere jaren zou een betrouwbaardere locatiebepaling belangrijk kunnen zijn. Interessant is dat uit figuur 3.3 te herleiden is dat alle vangsten uit de jaren '60 samen clusteren, de vangsten uit de jaren '70 en '80 min of meer een intermediaire positie innemen ten opzichte van de beide recente jaren, en de recente jaren een eigen cluster vormen. Dit betekent dat alle locaties gemeenschappelijke veranderingen hebben doorgemaakt. De resultaten leveren dus een zeer bruikbare tijdsreeks op. Een andere onzekerheid is water. Doordat aangetoond werd dat vochtminnende soorten zijn afgenomen, mag duidelijk zijn dat verdroging in dit gebied optreedt, deels ook door verminderde inundaties (zie ook Prolander, 2016). Afgezien van de veranderingen in soortensamenstelling kan ook de hinder van inundatiemomenten bij deze vallen zijn afgenomen na de jaren '60, waardoor mogelijk de vangefficiëntie van de bodemvallen verbeterde. Daartegenover staat dat stortbuien in de zomer, die volgens klimatologen toenemen, in theorie momenteel weer vaker inundaties kunnen opleveren en daarmee midden in het actieve seizoen meer risico opleveren op inundaties. Hoewel hiervan ook archiefgegevens beschikbaar zijn, is dit verder niet uitgezocht en wordt bij de vervolgcconclusies aangenomen dat dit geen belangrijke rol speelt. Een derde onzekerheid is dat het verzamelen en determineren van het kevermateriaal door de



jaren heen op een gestandaardiseerde en vergelijkbare wijze en precisie werd uitgevoerd. Hierover is lastig informatie te krijgen. Van sommige soorten is tamelijk duidelijk dat dit geen enkel probleem is, bijvoorbeeld bij de toename van blauwzwarte schallebijter (*Carabus problematicus*), maar voor de hele kleine soorten is dit minder gemakkelijk vast te stellen. Voor de vervolconclusies wordt ervan uitgegaan dat de werkwijze dusdanig geroutineerd en professioneel is uitgevoerd, dat hiervan door de tijd geen effecten van zullen optreden. De indeling bos-, heide-, eurytope en vochtminnende soorten is gebaseerd op Turin (2000). Dit is het meest complete beschikbare overzicht, maar het gebruik en de interpretatie van de kenmerken van soorten is gebaseerd op enkele soms arbitraire keuzes. Dit leidt ertoe dat de indeling niet geheel overeenkomt met andere literatuur (bijvoorbeeld Desender, 2011). Sowieso zijn ecologische kenmerken deels regio-specifiek, maar gebruiken we een indeling gebaseerd op een landelijke (Nederlandse) database.

#### 4.2 Populatietrends

De belangrijkste conclusie uit deze 62-jarige studie is dat de aantallen soorten en de aantallen aangetroffen individuen geen duidelijke trend vertonen. Dit betekent dat de biodiversiteit in zijn algemeenheid van een vergelijkbaar niveau is gebleven. De vaak genoemde verarming van insecten is gebaseerd op studies naar vliegende insecten zoals vlindertransecten (Van Swaay 2021) of malaisevallen (Hallmann et al. 2017). Bij beide studies werd een grote afname van insecten waargenomen. Deze studie naar de bodemfauna in drie Drentse bosgebieden geeft een ander resultaat. Het is belangrijk om de bijzondere omstandigheden nog eens te benadrukken: het gaat hier om een unieke analyse van bodemfauna in een voor Nederlandse begrippen ongestoorde omgeving gedurende een periode van 62 jaar. Op oude kaarten en archiefmateriaal is te zien dat dit bosgebied in de jaren '50 een vergelijkbare omvang had. Historisch onderzoek wijst uit dat het Mantingerbos een van de oudste ongestoorde bossen van Nederland is (Prolander, 2016). Wel zijn er aanzienlijke veranderingen bekend van de ondergroei, zeldzame planten zoals eenbes en kranssalomonzegel zijn verdwenen. Uiteraard is dit gebied wel aan verandering onderhevig, naar verwachting slechts in beperkte mate door natuurlijke successie, maar vooral door invloeden van buitenaf: veranderend landgebruik en depositie van verzurende en vermestende stoffen.

Hoewel er voor het totaal aantal soorten en individuen loopkevers geen grote verschillen optreden in de tijd zijn er dus wel degelijk grote verschuivingen opgetreden. De meest opvallende veranderingen in de soortensamenstelling is het afnemen van zowel heidesoorten als vochtminnende soorten. In de jaren '60 werden heidesoorten regelmatig in dit bos aangetroffen. De meest logische verklaring hiervoor lijkt dat het binnenlopen of binnenvliegen vanuit de omgeving in de jaren '60 vaker plaatsvond, omdat hier tot 1959 nog grote heideterreinen (m.n. Bruntinger

Binnenveld, zie [www.topotijdreizen.nl](http://www.topotijdreizen.nl)) aanwezig waren, en de aantallen loopkevers op de heide ook hoger waren (zie [www.biological-station.com](http://www.biological-station.com)). Daarna verdwenen de heidegebieden in de omgeving in een snel tempo. De afname van de vochtigheid en verdroging van het bos worden ook vermeld door Prolander (2016) en de Waal (2011), waarmee de afname van de vochtminnende soorten wordt verklaard.



**Figuur 4.1.** Blauwzwarte schallebijter (*Carabus problematicus*). Foto beschikbaar gesteld door Niels Sloth, [Biopix](#).

Uit de vergelijking met oude gegevens blijkt dat er voor een aantal soorten grote verschillen optreden tussen de vangsten uit de jaren '60 van de vorige eeuw en de vangsten van 2019 en 2020. Turin (2000) noemt acht kenmerkende soorten van het Mantingerbos: breedborstloopkever (*Abax parallelepipedus*), bruine bosglimmer (*Amara brunnea*) bostandklauw (*Calathus rotundicollis*), vierpuntkruiper (*Harpalus laevipes*), tweevlekspiegelloopkever (*Notiophilus biguttatus*), bosspiegelloopkever (*N. rufipes*), smalhalssneloper (*Oxypselaphus obscurus*), en bronzen boszwartschild (*Pterostichus oblongopuntatus*). De meeste van deze kenmerkende soorten zijn nog steeds volop aanwezig, maar bruine bosglimmer (*Amara brunnea*, verdwenen) en bostandklauw (*Calathus rotundicollis*, nog maar één locatie) zijn sterk achteruitgegaan. Een opvallende verandering, ook letterlijk door zijn forse formaat, is de toename van blauwzwarte schallebijter (*Carabus problematicus*). Ogenschojnlijk werd dit gebied niet of nauwelijks bewoond door deze soort, afgezien van één vangst in 1961. Er zijn verschillende verklaringen mogelijk. Ten eerste is het mogelijk dat het gebied eerder niet geschikt was en nu geschikter is geworden, bijvoorbeeld door verdere kroonsluiting als gevolg van afwezigheid van boskap, minder frequente

overstromingen, of een warmere temperatuur als gevolg van klimaatverandering. Ten tweede is mogelijk dat het bosgebied te geïsoleerd lag (de soort kan niet vliegen, maar wel relatief grote afstanden lopen), en dat de soort veel tijd nodig heeft gehad om het te bereiken, maar de hoge leeftijd van het bos spreekt hiertegen. Ten slotte is het mogelijk dat de soort zelf is veranderd en zich heeft aangepast aan de veranderde omstandigheden (dan wel door plaatselijke evolutie, dan wel door immigratie van individuen van elders). Hoewel de laatste verklaring wat speculatief lijkt, kan dit evengoed omdat de soort in Frankrijk als bosbewoner bekend staat, terwijl in Scandinavische landen de soort bekend is van open terreinen zoals heide. Hoewel het speculeren blijft, is de meest logische verklaring voor de forse toename de afnemende vochtigheid van het bos. De soort staat bekend als een soort van lichte droge bossen (Turin, 2000), wat doet vermoeden dat de verminderde inundaties en of de algemene verdroging een rol hebben gespeeld bij de toename. Nève (1994) toonde aan dat periodes met lage vochtigheid correleren met activiteiten van deze soort, hetgeen ook een aanwijzing is dat de factor vocht een belangrijke rol speelt. Mogelijk dat een uitgebreidere analyse van populatieontwikkelingen van deze soort op andere vindplaatsen hier meer duidelijkheid over kan geven. Een tweede soort die opvallend is toegenomen is rondhalstandklauw (*Synuchus vivalis*). Dit is een eurytope soort die op allerlei locaties gevonden kan worden, vooral ook op cultuurgrond (Turin, 2000). Opmerkelijk is dat vermeld wordt dat het aantal vindplaatsen van deze soort sterk is afgenomen (Turin, 2000), terwijl de soort in dit onderzoek juist nieuw verschijnt. De soort die het sterkst is achteruitgegaan is moerashaarogkever (*Trichocellus placidus*). Opvallend is dat deze soort vaak (maar niet uitsluitend) in vochtige bossen werd gevonden, maar nu niet meer werd aangetroffen in dit Mantingerbos. Mogelijk is het bos niet meer vochtig genoeg voor deze soort.



**Figuur 4.2.** Bruine bosglimmer (*Amara brunnea*). Foto beschikbaar gesteld door Niels Sloth, [Biopix](#)

### 4.3 Bossoorten

Het verdwijnen van sommige bossoorten uit een klein en geïsoleerd habitat als het Mantingerbos zou om verschillende redenen logisch kunnen zijn. Vooral van soorten die niet kunnen vliegen zou verwacht mogen worden dat ze verdwijnen (De Vries et al., 1996). Daartegenin voorspelde Vermeulen et al. (1996) dat op basis van voortschrijdende bosontwikkeling nieuwe soorten in Drenthe vooral bossoorten zouden zijn. Voor het Mantingerbos, met name in het centrale deel, is de situatie echter afwijkend, omdat het hier niet gaat om een recent geïsoleerd geraakt bos of om een -oud of nieuw- aangelegd bos. De kwaliteit van het bos is in het algemeen eerder afgenomen, gezien allerlei planten in de ondergroei zijn verdwenen (zie Prolander, 2016). Dit kan negatieve effecten hebben gehad op planten en zaden-etende soorten als bruine bosglimmer (*Amara brunnea*) en mogelijk ook gewone drietandglimmer (*Amara plebeja*) die hierdoor mogelijk (vrijwel) geheel zijn verdwenen. Bruine bosglimmer (*Amara brunnea*) was eerder uitsluitend bekend van Thijsbosje en Noorlagerbos, plekken met berk. Bos met berk wordt vaak genoemd als belangrijkste leefgebied voor deze soort (Turin, 2000). Mogelijk dat de voortschrijdende dominantie van eik en hulst bij de eerdere vindplaatsen de afname kan verklaren. Hier staat tegenover het verschijnen van de kleine poppenrover. Het gaat hierbij om een boombewonende rupseneter (een bossoort, vooral van eikenbos) die kan vliegen en die in 2019 plotseling zeer sterk toenam in Nederland. Mogelijk had dit te maken met de gelijktijdige plotselinge toename van de eikenprocessierups in 2018-2019. Bijzonder is dat de soort in 2020 niet meer werd aangetroffen, waardoor we deze toename als een toevallig incident binnen ons onderzoek kunnen benomen. In eerdere jaren werd de soort ook veelvuldig in de bossen van het Dwingelderveld waargenomen. Blijkbaar kan de soort, die overigens landelijk nog steeds in relatief hoge aantallen wordt waargenomen (zie website waarneming.nl), snel toe- en afnemen op de verschillende plekken. Mogelijk heeft dit te maken met het zeer goede vliegvermogen van deze soort, waardoor de soort gemakkelijk locaties kan binnenvliegen en ook weer uitvliegen.

### 4.4 Homogenisatie

Een interessante vraag is in hoeverre de waargenomen verschillen in soortensamenstelling tussen locaties in de loop der jaren zijn toe- of afgenomen. Voor veranderingen in plantensamenstelling is bij enkele studies een sterke afname aangetoond (bijvoorbeeld Finderup Nielsen, 2019). De aantallen bij de hier waargenomen soorten verschillen weinig in de onderzochte tijdvakken, maar er zijn wel opvallende verschuivingen in soortensamenstelling. Dit zou kunnen betekenen dat er overal dezelfde nieuwe soorten verschijnen, maar het zou ook kunnen zijn dat de verschillende monsterlocaties een locatie specifieke verandering hebben ondergaan die onderling verschilt. Op basis van zwaveldepositie, verdroging en stikstofdepositie en de hiervoor vermelde verdroging die in het gebied heeft plaatsgevonden zou verwacht mogen worden dat locaties de afgelopen decennia

steeds meer op elkaar zijn gaan lijken en dus ook dat de fauna in de loop van de afgelopen decennia minder locatie-specifieke kenmerken bevat (Williams, 2015). Uit de hier berekende resultaten blijkt dat de soortensamenstelling op de vier onderzochte locaties in de recente periode nauwelijks meer op elkaar lijken dan in de jaren 1959-1966 (permutatietest voor homogeniteit van multivariate dispersie:  $p = 0.09$ ). Met andere woorden, we hebben geen bewijs dat er homogenisatie heeft plaatsgevonden. Bij nadere controle van de oudere vangsten blijken er maar weinig soorten gebonden aan een specifieke locatie. Gewone zwartschild (*Pterostichus melanarius*) lijkt een uitzondering. Deze werd in de beginjaren vrijwel uitsluitend in B gevonden, in 1963 ook één keer in C (3 exemplaren), maar in de decennia daarna werd de soort vrijwel steeds op alle vier locaties aangetroffen.

#### 4.5 Conclusie soortensamenstelling

Onze analyse heeft aangetoond dat er in het Mantingerbos, ondanks grote veranderingen in soortensamenstelling, geen afname heeft plaatsgevonden in het aantal loopkeversoorten of -individuen. De meest waarschijnlijke verklaringen voor de veranderingen in soortensamenstelling zijn toename van droogte (waardoor vochtminnende soorten afgenomen zijn), het verdwijnen van de heidegebieden in de omgeving (waardoor de heidesoorten verdwenen zijn), en veranderingen in de plantensamenstelling in de ondergroei van het bos. Of vernatting van het bos de vochtminnende soorten kan doen terugkeren kan deze analyse niet uitwijzen.



**Figuur 4.3** Breedborstloopkever (*Abax parallelepipedus*). Foto beschikbaar gesteld door Niels Sloth, [Biopix](#).

## **Dankwoord**

Stichting WBBS is de provincie Drenthe zeer erkentelijk voor een financiële bijdrage aan dit onderzoek. Jan van Tol van Museum Naturalis wordt bedankt voor het beschikbaar stellen van extra vanglijsten van het Biologisch Station Wijster, Niels Sloth voor het mogen gebruiken van enkele foto's van loopkevers en Vereniging Natuurmonumenten voor het openstellen van haar terreinen voor dit onderzoek.

## Gebruikte literatuur

- Anderson, M.J., Ellingsen, K.E. & McArdle, B.H. (2006). *Multivariate dispersion as a measure of beta diversity*. Ecology Letters 9, 683–693.
- Blowes, S. A., Supp, S. R., Antão, L. H., Bates, A., Bruelheide, H., Chase, J. M., Moyes, F., Magurran, A., McGill, B., Myers-Smith, I. H., Winter, M., Bjorkman, A. D., Bowler, D. E., Byrnes, J. E. K., Gonzalez, A., Hines, J., Isbell, F., Jones, H. P., Navarro, L. M., ... Dornelas, M. (2019). *The geography of biodiversity change in marine and terrestrial assemblages*. Science, 366(6463), 339–345. <https://doi.org/10.1126/science.aaw1620>
- Boeken, M. (1987) *De loopkevers (Cicindelidae en Carabidae) van Nederland*. Jeugdbondsuitgeverij, Utrecht.
- Bowler, D. E., Van Klink, R., Vermeulen, R. et al. (2017). *Cross-realm assessment of climate-change impacts on species' abundance trends*. Nature Ecology and Evolution 1(3), 0067.
- Den Boer, P.J. (1977). *Dispersal power and survival. Carabids in a cultivated countryside*. Miscellaneous papers/Landbouwhogeschool Wageningen.
- Den Boer, P.J., Van Dijk, Th.S. (1994). *Carabid beetles in a changing environment*. Wageningen Agricultural Papers 94-6, Wageningen Agricultural University.
- Desender K., Dekoninck W. & Maes D. m.m.v. Crevecoeur L., Dufrêne M., Jacobs M., Lambrechts J., Pollet M., Stassen E. & Thys N. (2008). *Een nieuwe verspreidingsatlas van de loopkevers en zandloopkevers (Carabidae) in België*. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2008 (INBO.R.2008.13). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- De Vries, H. H., Den Boer, P. J., & Van Dijk, T. S. (1996). *Ground beetle species in heathland fragments in relation to survival, dispersal, and habitat preference*. Oecologia, 107(3), 332-342.
- De Waal, R.W., F. Brouwer, van Delft, S.P.J. & Hommel, P.W.F.M. (2011). *Bodemkundig vooronderzoek Mantingerbos- en weide*. Alterra-rapport 2265. Alterra, Wageningen.
- Dornelas, M., Gotelli, N. J., McGill, B., Shimadzu, H., Moyes, F., Sievers, C., & Magurran, A. E. (2014). *Assemblage time series reveal biodiversity change but not systematic loss*. Science (New York, N.Y.), 344(6181), 296–299. <https://doi.org/10.1126/science.1248484>

- Finderup Nielsen, T., Sand-Jensen, K., Dornelas, M., & Bruun, H. H. (2019). *More is less: net gain in species richness, but biotic homogenization over 140 years*. *Ecology Letters*, 22(10), 1650-1657.
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., ... & Goulson, D. (2017). *More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas*. *PloS one*, 12(10), e0185809.
- Hallmann, C. A., Zeegers, T., van Klink, R., Vermeulen, R., van Wielink, P., Spijkers, H., & Jongejans, E. (2018). *Analysis of Insect Monitoring Data from De Kaaistoep and Drenthe*. Radboud University, Department of Animal Ecology and Physiology, Faculty of Science, Institute for Water and WetlandResearch.
- Hallmann, C. A., Zeegers, T., van Klink, R., Vermeulen, R., van Wielink, P., Spijkers, H., Van Deijk, J., Van Steenis, W. & Jongejans, E. (2019). *Declining abundance of beetles, moths and caddisflies in the Netherlands*. *Insect Conservation and Diversity*. Doi: 10.1111/icad.12377
- Hommel, P.W.F.M., den Ouden, J., Huiskes, H.P.J., Ozinga, W.A., van Duinen, G.A., Weijters, M., Bobbink, R. & Smits, N.A.C. (2020). *Herstelstrategie H9120: Beuken-eikenbossen met hulst*. Download via [www.natura2000.nl](http://www.natura2000.nl)
- Kleijn, D., Bink, R. J., ter Braak, C. J., van Grunsven, R., Ozinga, W. A., Roessink, I., ... & van der Zee, F. F. (2018). *Achteruitgang insectenpopulaties in Nederland: trends, oorzaken en kennislacunes (No. 2871)*. Wageningen Environmental Research.
- Nève, G. (1994). *Influence of temperature and humidity on the activity of three Carabus species*. In *Carabid beetles: Ecology and evolution* (pp. 189-192). Springer, Dordrecht.
- Prins D., Van Vliet, A. & Vermeulen, R. (2007). *Involed van klimaatverandering op de fenologie en populatiegrootte van loopkevers. Een onderzoek op basis van de langstlopende continue meetreeks aan loopkevers ter wereld*. Stichting WBBS, Loon.
- Prolander (2016). *Beheerplan Mantingerbos. Toekomst voor het oudste bos van Nederland*. Provincie Drenthe, Assen.
- Smart, S. M., Thompson, K., Marrs, R. H., Le Duc, M. G., Maskell, L. C., & Firbank, L. G. (2006). *Biotic homogenization and changes in species diversity across human-modified ecosystems*. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1601), 2659-2665.



- Turin, H. (2000). *De Nederlandse loopkevers, verspreiding en oecologie (Coleoptera: Carabidae)* - Nederlandse Fauna 3. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & EIS-Nederland.
- Van Huizen, T.H.P. (1977). *The significance of flight activity in the life cycle of Amara plebeja Gyll. (Coleoptera, Carabidae)*. *Oecologia* 29, 27-41.
- Van Klink, R., Bowler, D. E., Gongalsky, K. B., Swengel, A. B., Gentile, A., & Chase, J. M. (2020). *Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances*. *Science*, 368(6489), 417–420. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.AAX9931>
- Van Swaay, C.A.M., Bos-Groenendijk, G.I., Van Grunsven, R., Van Deijk, J.R., Stip, A., De Vries, H.H., Kok, J.M., Huskens, K., Veling, K., Van 't Bosch, J. & Poot, M.J.M. (2021). *Vlinders, libellen en hommels geteld. Jaarverslag 2020*. Rapport VS2021.002, De Vlinderstichting, Wageningen.
- Van Wielink, P., Felix, R., van Kemenade, J., Mol, A., Peeters, T. & Stoker, G. (2020). *De Kaaistoep, het best onderzochte stuk natuur in Nederland*. KNNV-afd. Tilburg, Tilburg.
- Vermeulen, R., Heijerman, Th. & Turin, H. (1996). *Deelrapport Loopkevers* – In: Flora en Fauna 2030 – Fase III: 1-45.
- Williams, M., Zalasiewicz, J., Haff, P. K., Schwägerl, C., Barnosky, A. D., & Ellis, E. C. (2015). *The anthropocene biosphere*. *The Anthropocene Review*, 2(3), 196-219.

## Over stichting WBBS

De stichting Willem Beijerinck Biologisch Station komt voort uit het Biologisch Station te Wijster, opgericht in 1927 door dr. Willem Beijerinck. Mede dankzij de inspanningen van Willem Beijerinck bleef het Dwingelderveld behouden voor het nageslacht. Sinds 1959 wordt door het Biologisch Station en later de stichting het Dwingelderveld permanent (wekelijks) bemonsterd op loopkevers (Prins et al., 2007). Diverse mensen hebben zich jarenlang ingezet voor deze bemonsteringen, met name: P.J. den Boer, G. Sanders, T.H.P. Van Huizen, A.J. Spee, Th.S. van Dijk. Stichting WBBS bouwt momenteel voort op deze lange traditie van biologisch onderzoek naar bodemfauna in Noord-Nederland en heeft met name in de omgeving Wijster talloze onderzoeken en inventarisaties uitgevoerd. De stichting heeft mede daardoor een internationale reputatie op het gebied van populatie-ecologie en natuurbeheer. De stichting maakt zich sterk voor de toepassing van ecologische kennis van met name loopkevers bij natuurbehoud en –ontwikkeling, zonder winstoogmerk.

## Bijlage 1 Aantal gevangen loopkevers in jaren 1972, 1983, 2019 en 2020

Soort	B	C	B	C	A	AQ	B	C	A	AQ	B	C
	1972	1972	1983	1983	2019	2019	2019	2019	2020	2020	2020	2020
1 Abax parallelepipedus	10	30	4	9	0	0	0	3	1	0	0	11
2 Acupalpus brunnipes	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
3 Acupalpus parvulus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4 Agonum emarginatum	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
5 Agonum fuliginosum	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
6 Agonum gracile	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7 Agonum muelleri	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8 Amara aenea	2	1	9	1	0	0	0	0	2	3	0	0
9 Amara aulica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10 Amara brunnea	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11 Amara communis	0	1	2	4	0	2	1	5	1	6	0	2
12 Amara convexior	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13 Amara Eurynota	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
14 Amara famelica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15 Amara familiaris	0	0	2	0	0	0	1	3	1	0	0	1
16 Amara lunicollis	0	1	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0
17 Amara makolskii	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18 Amara plebeja	58	21	30	25	0	0	0	0	0	0	0	1
19 Amara similata	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
20 Anchomenus dorsalis	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
21 Anisodactylus binotatus	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0
22 Anthracus consputus	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
23 Asaphidion flavipes	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
24 Badister bullatus	0	1	0	0	4	1	7	1	1	3	6	1
25 Badister sodalis	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
26 Bembidion guttula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
27 Bembidion lampros	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
28 Bembidion nigricorne	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
29 Calathus fuscipes	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
30 Calathus micropterus	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
31 Calathus rotundicollis	29	16	108	19	4	0	0	0	5	0	0	0
32 Calosoma inquisitor	0	0	0	0	1	6	0	25	0	0	0	0
33 Carabus arvensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
34 Carabus cancellatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
35 Carabus granulatus	0	0	0	0	11	0	2	4	2	2	0	9
36 Carabus nemoralis	2	4	2	30	21	36	70	112	20	40	37	151
37 Carabus problematicus	0	0	0	0	49	39	73	43	104	20	59	32
38 Chlaenius nigricornis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
39 Clivina fossor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
40 Dromius quadrimaculatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
41 Dyschirius globosus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
42 Elaphrus cupreus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
43 Elaphrus riparius	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
44 Epaphius secalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
45 Harpalus laevipes	1	1	6	19	12	0	2	34	9	5	0	11
46 Harpalus latus	0	0	0	0	1	1	0	3	0	0	0	1
47 Harpalus rufipalpis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

## Bijlage 1 – vervolg

	Soort	B	C	B	C	A	AQ	B	C	A	AQ	B	C
		1972	1972	1983	1983	2019	2019	2019	2019	2020	2020	2020	2020
48	<i>Harpalus rufipes</i>	1	1	0	1	0	1	1	5	4	0	4	2
49	<i>Harpalus tardus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
50	<i>Leistus rufomarginatus</i>	1	6	16	4	7	0	2	1	2	0	4	0
51	<i>Leistus terminatus</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
52	<i>Limodromus assimilis</i>	10	39	65	3	7	2	2	1	16	0	1	0
53	<i>Loricera pilicornis</i>	14	5	10	1	3	0	35	0	0	0	0	0
54	<i>Nebria brevicollis</i>	1	3	57	7	17	1	9	2	16	1	12	0
55	<i>Nebria salina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
56	<i>Notiophilus aquaticus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
57	<i>Notiophilus biguttatus</i>	3	32	13	5	11	4	8	1	1	0	2	0
58	<i>Notiophilus palustris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
59	<i>Notiophilus rufipes</i>	0	20	0	2	6	8	1	1	5	0	10	0
60	<i>Oxypselaphus obscurus</i>	1	1	0	1	0	2	1	2	0	1	0	0
61	<i>Platynus livens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
62	<i>Poecilus cupreus</i>	0	0	0	0	1	5	7	1	1	2	8	0
63	<i>Poecilus versicolor</i>	0	0	1	59	5	4	3	7	7	1	7	15
64	<i>Pterostichus anthracinus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
65	<i>Pterostichus diligens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
66	<i>Pterostichus melanarius</i>	0	1	2	5	1	1	0	14	1	1	2	7
67	<i>Pterostichus minor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
68	<i>Pterostichus niger</i>	5	3	45	17	35	110	151	79	56	62	80	54
69	<i>Pterostichus nigrita</i>	4	2	0	0	0	0	0	2	0	1	1	0
70	<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	291	520	289	562	191	134	152	253	173	162	230	131
71	<i>Pterostichus quadrioveolatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
72	<i>Pterostichus strenuus</i>	3	4	2	2	2	0	7	0	2	3	5	2
73	<i>Pterostichus vernalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
74	<i>Stomis pumicatus</i>	3	0	8	4	0	2	1	0	0	0	0	0
75	<i>Syntomus foveatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
76	<i>Synuchus vivalis</i>	0	0	0	0	0	0	4	2	0	2	1	1
77	<i>Trechus obtusus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
78	<i>Trichocellus cognatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
79	<i>Trichocellus placidus</i>	4	5	4	10	0	0	0	0	0	0	0	0

## Bijlage 2 Aantal gevangen loopkevers in 1959 - 1966

Soort	A	B	C	B	C	B	C	B	C	AQ	B	C	B	C	B	C	B	C
	1959	1959	1959	1960	1960	1961	1961	1962	1962	1963	1963	1963	1964	1964	1965	1965	1966	1966
1 Abax parallelepipedus	10	25	29	38	26	41	40	22	15	0	35	23	21	31	10	20	12	15
2 Acupalpus brunnipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3 Acupalpus parvulus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
4 Agonum emarginatum	0	0	2	2	1	0	0	0	1	0	1	1	3	3	0	2	0	0
5 Agonum fuliginosum	0	0	1	0	1	0	0	0	0	2	2	0	1	1	0	0	2	0
6 Agonum gracile	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7 Agonum muelleri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
8 Amara aenea	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9 Amara aulica	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10 Amara brunnea	0	0	0	0	1	0	2	1	5	8	0	28	0	8	0	7	0	7
11 Amara communis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12 Amara convexior	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
13 Amara Eurynota	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14 Amara famelica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
15 Amara familiaris	0	0	0	1	1	1	2	1	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0
16 Amara lunicollis	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17 Amara makolskii	0	0	0	0	2	0	0	0	1	1	0	2	0	0	0	1	0	1
18 Amara plebeja	6	5	1	14	7	7	7	8	4	2	6	1	10	8	5	5	4	2
19 Amara similata	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
20 Anchomenus dorsalis	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
21 Anisodactylus binotatus	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
22 Anthracus consputus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
23 Asaphidion flavipes	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
24 Badister bullatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0
25 Badister sodalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
26 Bembidion guttula	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
27 Bembidion lampros	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0
28 Bembidion nigricorne	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
29 Calathus fuscipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
30 Calathus micropterus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
31 Calathus rotundicollis	3	28	38	34	19	37	35	38	14	0	64	33	61	26	38	28	89	64
32 Calosoma inquisitor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
33 Carabus arvensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
34 Carabus cancellatus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
35 Carabus granulatus	0	2	1	0	2	1	3	0	7	2	1	6	1	3	0	4	0	4
36 Carabus nemoralis	0	4	19	1	6	8	10	14	26	2	3	22	11	13	5	7	0	3
37 Carabus problematicus	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
38 Chlaenius nigricornis	0	2	1	2	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
39 Clivina fossor	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
40 Dromius quadrimaculatus	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
41 Dyschirius globosus	0	0	0	1	0	1	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0
42 Elaphrus cupreus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
43 Elaphrus riparius	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
44 Epaphius secalis	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
45 Harpalus laevipes	1	3	5	7	9	6	7	9	12	5	13	14	19	27	0	4	1	7
46 Harpalus latus	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
47 Harpalus rufipalpis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0

## Bijlage 2 - vervolg

Soort	A	B	C	B	C	B	C	B	C	AQ	B	C	B	C	B	C	B	C
	1959	1959	1959	1960	1960	1961	1961	1962	1962	1963	1963	1963	1964	1964	1965	1965	1966	1966
48 Harpalus rufipes	0	0	0	0	3	1	0	0	1	0	0	2	0	6	0	1	0	1
49 Harpalus tardus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
50 Leistus rufomarginatus	3	2	0	9	9	11	9	3	5	0	17	19	16	13	7	4	2	11
51 Leistus terminatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
52 Limodromus assimilis	1	66	15	3	12	7	7	9	13	3	9	9	32	36	43	26	35	26
53 Loricera pilicornis	8	11	3	2	0	6	0	12	3	5	84	59	77	8	23	5	21	5
54 Nebria brevicollis	7	6	28	10	11	22	115	25	65	0	22	66	9	60	11	15	4	26
55 Nebria salina	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
56 Notiophilus aquaticus	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
57 Notiophilus biguttatus	23	22	9	15	49	18	51	50	71	26	103	220	143	141	98	156	76	143
58 Notiophilus palustris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	2
59 Notiophilus rufipes	2	0	0	0	0	1	2	3	8	2	1	23	4	16	1	29	0	31
60 Oxypselaphus obscurus	0	0	0	0	0	1	2	0	0	4	0	0	0	0	1	2	0	5
61 Platynus livens	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
62 Poecilus cupreus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
63 Poecilus versicolor	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	2	0	3	0	0
64 Pterostichus anthracinus	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
65 Pterostichus diligens	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
66 Pterostichus melanarius	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	3	0	0	1	0	0	0
67 Pterostichus minor	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	2	2	0	0	0	0
68 Pterostichus niger	5	2	5	5	6	3	2	2	7	17	8	5	3	15	4	2	3	3
69 Pterostichus nigrita	1	2	1	7	4	1	1	2	3	10	7	5	5	11	6	6	5	2
70 Pterostichus oblongopunctatus	190	106	87	298	231	303	309	545	364	144	450	397	248	315	171	294	201	250
71 Pterostichus quadrioveolatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
72 Pterostichus strenuus	0	4	5	2	1	3	10	6	14	23	4	7	8	21	2	5	4	4
73 Pterostichus vernalis	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	2	2	0	0	0
74 Stomis pumicatus	7	4	3	1	1	7	0	2	1	6	1	0	0	0	4	2	3	3
75 Syntomus foveatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
76 Synuchus vivalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
77 Trechus obtusus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	1	1	0	0	0	0	0
78 Trichocellus cognatus	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
79 Trichocellus placidus	67	22	80	9	53	40	102	10	24	58	39	221	47	175	15	27	37	25

## Bijlage 3 Synoniemen, biotoopvoorkeuren en vocht-preferentie

Eury betekent dat de soort geen specifieke voorkeur heeft.

Naam	Synoniem	Vocht-minnend	Biotoop
Abax parallelepipedus	Abax ater		bos
Anthracus consputus		x	
Acupalpus brunnipes		x	
Acupalpus parvulus		x	
Agonum emarginatum	Agonum afrum; A. moestum	x	
Agonum fuliginosum		x	eury
Agonum gracile		x	
Agonum muelleri			eury
Amara aenea			eury
Amara aulica			
Amara brunnea			bos
Amara communis			eury
Amara convexior			eury
Amara Eurynota			
Amara famelica			
Amara familiaris			eury
Amara lunicollis			eury
Amara plebeja			eury
Amara makolskii	Amara pseudocommunis		
Amara similata			
Anchomenus dorsalis			eury
Anisodactylus binotatus		x	
Asaphidion flavipes			eury
Badister bullatus			eury
Badister sodalis		x	
Bembidion guttula		x	eury
Bembidion lampros			eury
Bembidion nigricorne			hei
Calathus fuscipes			eury
Calathus micropterus			
Calosoma inquisitor			bos
Calathus rotundicollis			eury
Carabus arvensis			hei
Carabus cancellatus			hei
Carabus granulatus		x	eury
Carabus nemoralis			eury
Carabus problematicus			bos
Chlaenius nigricornis		x	
Clivina fossor			eury
Dromius quadrimaculatus			bos
Dyschirius globosus			eury
Elaphrus cupreus		x	
Elaphrus riparius			
Epaphius secalis		x	
Harpalus laevipes	Harpalus quadripunctatus	x	bos
Harpalus latus			
Harpalus rufipalpis			

## Bijlage 3 – vervolg

Naam	Synoniem	Vocht-minnend	Biotoop
Harpalus rufipes	Pseudoophonus rufipes		eury
Harpalus tardus			eury
Leistus rufomarginatus			bos
Leistus terminatus			eury
Limodromus assimilis	Agomun assimile		eury
Loricera pilicornis		x	eury
Nebria brevicollis			eury
Nebria salina			
Notiophilus aquaticus			eury
Notiophilus biguttatus			eury
Notiophilus palustris		x	eury
Notiophilus rufipes			bos
Oxypselaphus obscurus	Agonum obscurus	x	eury
Platynus livens		x	
Poecilus cupreus			
Poecilus versicolor	Pterostichus versicolor; P. coerulescens		eury
Pterostichus anthracinus		x	
Pterostichus diligens		x	hei
Pterostichus melanarius			eury
Pterostichus minor		x	
Pterostichus niger			eury
Pterostichus nigrita		x	eury
Pterostichus oblongopunctatus			bos
Pterostichus quadrioveolatus			bos
Pterostichus strenuus		x	eury
Pterostichus vernalis		x	eury
Stomis pumicatus		x	bos
Syntomus foveatus			eury
Synuchus vivalis			eury
Trechus obtusus			eury
Trichocellus cognatus			hei
Trichocellus placidus			