Vlaanderen
is wetenschap

Ecologische inventarisatie langs de Leie tussen Sint-Baafs-Vijve en Deinze in functie van het project Seine-Schelde

Inventarisatie van kruidige bermvegetatie, vissen, graslanddagvlinders, rietbroeders, oeverzwaluwen en vleermuizen

Andy Van Kerckvoorde, Sophie Vermeersch, Joris Everaert

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:
Andy Van Kerckvoorde, Sophie Vermeersch, Joris Everaert
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Reviewers:
Lieve Vriens (volledig rapport) en Koen Van Muylem (samenvatting en English abstract)

Het INBO is het onafhankelijk onderzoeksinstituut van de Vlaamse overheid dat via toegepast wetenschappelijk onderzoek, data- en kennisontsluiting het biodiversiteitsbeleid en -beheer onderbouwt en evalueert.

Vestiging:
Herman Teirlinckgebouw
INBO Brussel
Havenlaan 88 bus 73, 1000 Brussel
www.inbo.be

e-mail:
andy.vankerckvoorde@inbo.be

Wijze van citeren:
Van Kerckvoorde A., Vermeersch S., Everaert J. (2020). Ecologische inventarisatie langs de Leie tussen Sint-Baafs-Vijve en Deinze in functie van het project Seine-Schelde. Inventarisatie van kruidige bermvegetatie, vissen, graslanddagvlinders, rietbroeders, oeverzwaluwen en vleermuizen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (15). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
DOI: doi.org/10.21436/inbor.17478670

D/2020/3241/079
Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (15)
ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:
Maurice Hoffmann

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:
De Vlaamse Waterweg nv

© 2020, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

INSTITUUT
NATUUR- EN
BOSONDERZOEK

ECOLOGISCHE INVENTARISATIE LANGS DE LEIE TUSSEN SINT-BAAFS-VIJVE EN DEINZE IN FUNCTIE VAN HET PROJECT SEINE-SCHELDE

Inventarisatie van kruidige bermvegetatie, vissen, graslanddagvlinders, rietbroeders, oeverzwaluwen en vleermuizen

Van Kerckvoorde A., Vermeersch S., Everaert J.

doi.org/10.21436/inbor.17478670

Vlaanderen
is wetenschap

www.inbo.be

Dankwoord/Voorwoord

Deze opdracht is uitgevoerd binnen het kader van de samenwerkingsovereenkomst tussen De Vlaamse Waterweg nv en het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek als onderdeel van het onderzoeksproject 'Natuurvriendelijke oeverinrichting in niet-getijgebonden waterwegen' binnen het thema 'waterweg'.

Samenvatting

Langs de Leie worden inrichtingswerken gepland door De Vlaamse Waterweg nv in het kader van het Europese waterwegenprogramma Seine-Schelde. Het doel van deze studie is het in kaart brengen van de natuurwaarden in het traject Deinze - Sint-Baafs-Vijve (pand 140) voorafgaand aan de uitvoering van de inrichtingswerken. Achtereenvolgens komen de kruidige bermvegetaties, visgemeenschappen, rietbroeders, oeverzwaluw, graslanddagvlinders en vleermuizen aan bod in dit rapport. Hieronder volgen alvast de belangrijkste bevindingen.

Kruidige bermvegetatie

Langs de linkeroever van de Leie tussen Deinze en Sint-Baafs-Vijve kwamen doelvegetaties voor op 45% van de totale lengte van de berm aan de waterzijde en op 78% van de lengte van de berm aan de landzijde. Op de rechteroever was dit 32% aan de waterzijde en 85% aan de landzijde. Doelvegetaties omvatten gras-kruidenmix, glanshavergrasland en een mozaïek van gras-kruidenmix, verruigd grasland en iepenstruweel.

Gras-kruidenmix werd lokaal gevonden op de waterzijde van de linker- en rechteroever tussen Olsene- en Machelenbrug. Glanshavergrasland was aanwezig op de waterzijde van de linkeroever tussen Zultebrug en 400 m stroomafwaarts Olsenebrug. Een mozaïek van gras-kruidenmix, verruigd grasland en iepenstruweel werd aangetroffen op de rechteroever vanaf 500 m stroomafwaarts Zulte- tot Olsenebrug

Soortenarm grasland was vooral gekarteerd op de waterzijde aan de linker- en rechteroever tussen Machelenbrug en Deinze. Verruigd grasland (dikwijls in mozaïek met brandnetelruigte en iepenstruweel) werd hoofdzakelijk gevonden aan de waterzijde op linker- en rechteroever tussen Zultebrug en 1 km stroomafwaarts ervan.

Vissen

Om de efficiëntie van verschillende oevertypes in relatie tot de visgemeenschappen te evalueren, werden van juni tot september 2018, bemonsteringen uitgevoerd. De focus werd op de juveniele vissen gelegd, omdat ze een goede indicator zijn voor de voortplantingsmogelijkheden die het aanwezige habitat biedt aan de visgemeenschap. Ook de habitats werden bemonsterd, op meso- en microhabitatniveau.

In deze studie werden vijf criteria gebruikt om de toestand van de waargenomen gemeenschap te evalueren: soortenrijkdom, abundantie, dynamiek, functionele organisatie en lengteverdeling. Tot slot werd ook de rol van de verschillende habitattypes als paai- en opgroeihabitat geanalyseerd.

De bestudeerde NTMB-oever beschikt over een vergelijkbaar aantal soorten als de oevers met breukstenen, maar beduidend meer dan de oevers met beton, asfaltmastiek of schanskorven. Maar door de aanwezigheid van schuilplaatsen en/of geschikte microhabitats is de functionele organisatie ter hoogte van betonoevers hoger dan verwacht. Desalniettemin bezitten zowel de betonoevers als de oevers met asfaltmastiek lage lengtescores. Er worden ter hoogte van deze oevers grotere vissen en minder kleine juvenielen gevangen. Dit wijst op een beperkt belang van dit oevertype voor de voortplanting van de meeste soorten. De visgemeenschappen ter hoogte van breuksteenoevers daarentegen vertonen een gemiddelde dynamiek duidend op een stabiele, draagkrachtige gemeenschap.

Dankzij de aanwezigheid van microhabitats, zoals houtige, riet- en moerasvegetaties, schuilen soorten zoals snoekbaars, paling en rietvoorn en verschillende leeftijdsklassen van baars en blankvoorn (adulten en juvenielen). Waterriet en in het water hangende takken dragen bij tot een verbetering van de habitatstructuur, ook ter hoogte van betonoevers en oevers met asfaltmastiek. Opvallend zijn de goede lengtescores voor moerasvegetaties en houtige vegetaties als microhabitats.

In totaal werden in het pand 140 van de Leie 17 soorten gevangen. De resultaten geven aan dat 10 soorten potenties hebben voor de ontwikkeling van leefbare populaties. De populaties van de overige 7 soorten (alver, blauwbandgrondel, brasem, driedoornige stekelbaars, kolblei, snoek, zeelt) zijn minder evenwichtig uitgebouwd of niet duurzaam.

Rietbroeders

Enkel kleine karekiet was als rietbroeder geïnventariseerd langs de Leie-oevers in het traject Deinze - Sint-Baafs-Vijve. In totaal werden er 34 territoria vastgesteld. De territoria komen overeen met de gekende locaties van rietkragen. Territoria van andere rietbroeders werden niet gevonden langs het onderzochte traject van de Leie.

Oeverzwaluw

We vonden één nestlocatie van oeverzwaluw, op de rechteroever zo'n 700 m stroomafwaarts Machelenbrug met 86 nestholtes, waarvan 45 bewoond.

Graslanddagvlinders

De geïnventariseerde transecten hebben alle een waarde voor graslanddagvlinders, want overal werd bruin blauwtje, icarusblauwtje, oranje zandoogje en bruin zandoogje gevonden. In 4 transecten is zwartsprietdikkopje, een soort met Rode-Lijst status 'kwetsbaar', gevonden.

Het transect op de rechteroever stroomopwaarts Olsenebrug (transect 5) lijkt het waardevolst voor graslanddagvlinders. Hier werden het hoogst aantal soorten en de hoogste aantallen vlinders gevonden. Dit transect kent een structuurrijke vegetatie bestaande uit een mozaïek van gras-kruidenmix, ruig grasland en struweel.

Vleermuizen

Algemeen kunnen we stellen dat zo goed als het volledige pand 140 van de Leie een aanzienlijke waarde heeft voor vleermuizen, zowel de noordelijke als zuidelijke oever. Zeer lokale factoren kunnen wel een invloed hebben op de vleermuisactiviteit.

Zo werden tijdens het vleermuisonderzoek 10 soorten vastgesteld: naast de gewone dwergvleermuis, ruige dwergvleermuis, watervleermuis, baardvleermuis (baard/Brandts vleermuis), (gewone) grootoorvleermuis, laatvlieger en rosse vleermuis, ook de zeldzame kleine dwergvleermuis, meervleermuis en bosvleermuis.

English abstract

Along the Lys, De Vlaamse Waterweg nv plans works within the framework of the waterwayprogram Seine Scheldt. The aim of this study is to map the ecological values in the section Deinze - Sint-Baafs-Vijve prior to the implementation of these works. The herbaceous dike vegetation, reed breeding birds, sand martin, grassland butterflies and bats are discussed. The most important findings follow below.

Herbaceous dike vegetation

Along the left river bank of the Lys between Deinze and Sint-Baafs-Vijve target vegetation were present on 45% of the dike length on the water side and on 78% of the dike length on the land side. On the right river bank these values were 32% on the water side and 85% on the land side. Target vegetations are species rich grasslands like grass herbs mix, Arrhenatherum grasslands and a mosaic of grass herbs mix, tall grassland and Elm shrubs.

Grass herbs mix was found on the water side along the right and left river bank between Olsenebrug and Machelenbrug. Arrhenatherum grasslands were present on the water side of the left river bank between Zultebrug and 400 m downstream of Olsenebrug. A mosaic of grass herbs mix, tall grassland and Elm shrubs was observed on the right river bank from 500 m downstream of Zultebrug to Olsenebrug.

Species poor grassland was mostly found on the water side of the right and left river bank between Machelenbrug and Deinze. Tall grassland (often occurring in a mosaic with nettle vegetation and Elm shrubs) occurred mainly on the water side of the right and left river bank between Zultebrug and 1 km downstream of it.

Fish

In order to determine the efficiency of the different river bank types in relation to the fish communities, sampling was performed from June to September 2018. We focused on juvenile fish, because they are good indicators of the breeding potential according to the present habitats. Finally, we examined the role of the different habitat types as spawning and juvenile habitat.

The studied ecologically friendly river banks have a similar number of species as river banks consisting of ripraps, but significantly more than river banks consisting of concrete, bituminous mastics or gabions. However, due to the presence of shelters and/ or suitable microhabitats, we found the functional organization at the level of the concrete river bank to be higher than expected. Nonetheless river banks consisting of concrete or bituminous mastics exhibit a low length score. At the level of these river banks we observe larger fish and few smaller juveniles, indicating the limited importance of this river bank type for the breeding of the major species. On the contrary, fish communities at the level of ripraps exhibit an average dynamics what points to a stable and resilient community.

Because of the presence of microhabitats, such as woody, reed and wetland vegetations, a shelter is provided for species as zander, eel, rudd and different age categories of perch and roach (adults and juveniles). Submerged reed and branches offer an improvement of the habitat structure also at the level of river banks consisting of concrete and bituminous mastics. Notable are the good length scores for wetland and woody vegetations as microhabitats.

Altogether 17 species were caught in the Lys between Deinze and Sint-Baafs-Vijve. The results indicate that 10 species have the potential to develop livable populations. The populations of the remaining 7 species (sunbleak, topmouth gudgeon, bream, three-spined stickleback, silver bream, pike, tench) are less balanced or not sustainable.

Reed breeding birds

Only Eurasian reed warbler was observed as reed breeding bird along the Lys between Deinze and Sint-Baafs-Vijve. In total 34 territories were found. These territories correspond to known locations of reed fringes. Territories of other reed breeding birds were not found along the studied part of the Lys.

Sand martin

One nest location of sand martin was found along the studied part of the Lys, on the right river bank about 700 m downstream of Machelenbrug. The location had 86 nest cavities, 45 of which were inhabited.

Grassland butterflies

All surveyed transects have a value for grassland butterflies, because brown argus, common blue, gatekeeper and meadow brown were observed. In 4 transects essex skipper was found, a species categorized as vulnerable on the Flanders Red List of butterflies.

The transect on the right river bank upstream of Olsenebrug appears to be the most valuable for grassland butterflies. Here the highest number of species and the highest number of butterflies were found. This transect has a structure-rich vegetation consisting of a mosaic of grass-herb mix, tall grassland and shrubs.

Bats

In general we can say that almost the entire section of the Lys between Deinze and Sint-Baafs-Vijve has a considerable value for bats, both the northern and southern river bank. However, local factors also have an influence on bat activity.

During bat research, 10 species were identified: in addition to the common pipistrelle, nathusius's pipistrelle, daubenton's bat, whiskered bat (whiskered/Brandt's), (brown) long-eared bat, serotine bat and common noctule, also the more rare soprano pipistrelle, pond bat and lesser noctule.

Inhoudstafel

Dankwoord/Voorwoord 2
Samenvatting 3
English abstract 5
Lijst van figuren 9
Lijst van foto's 12
Lijst van tabellen 12
1 Inleiding 14
2 Kartering kruidige bermvegetatie 15
2.1 Materiaal en methoden 15
2.2 Resultaten 16
2.3 Discussie 24
3 Inventarisatie vissen 26
3.1 Materiaal en methoden 26
3.1.1 Staalnamelocaties, meso- en microhabitats 26
3.1.2 Bemonsteringsmethoden 31
3.1.3 Criteria voor data-analyse 32
3.1.4 Statistische verwerking van de gegevens 37
3.2 Literatuurstudie: visindex en visbestand Leie 38
3.3 Resultaten 40
3.3.1 Soortenrijkdom 40
3.3.2 Abundantie 45
3.3.3 Dynamiek 48
3.3.4 Functionele organisatie 50
3.3.5 Lengteverdeling 52
3.3.6 Rol van het habitattype als paai- en opgroeihabitat 53
3.3.7 Eigenschappen van de waargenomen vispopulaties 57
3.4 Discussie 64
4 Inventarisatie broedvogels: rietbroeders en oeverzwaluw 66
4.1 Materiaal en methoden 66
4.1.1 Rietbroeders 66
4.1.2 Oeverzwaluw 66
4.2 Resultaten 67
4.2.1 Rietbroeders 67
4.2.2 Oeverzwaluw 67

4.3 Discussie 70
4.3.1 Kleine karekiet 70
4.3.2 Oeverzwaluw 71
5 Inventarisatie graslanddagvlinders 74
5.1 Materiaal en methoden 74
5.2 Resultaten 75
5.3 Discussie 78
6 Inventarisatie vleermuizen 79
6.1 Materiaal en methoden 79
6.1.1 Actieve (punt-)transect-metingen met mobiele batdetector 79
6.1.2 Passieve continue metingen met automatische batdetectors op vaste punten. 80
6.2 Resultaten 83
6.2.1 Actieve (punt-)transect-metingen met mobiele batdetector 83
6.2.2 Passieve continue metingen met automatische batdetectors op vaste punten. 88
6.2.3 Resultaten van enkele zeldzame soorten 96
6.3 Discussie 99
6.3.1 Algemene bespreking 99
6.3.2 Bespreking per soort 100
Referenties 107
Bijlagen 112
Bijlage 1. Karteereenheden samen met typische soorten en/of kenmerken voor de inventarisatie van bermen. 112
Bijlage 2. Territoria van kleine karekiet tussen Deinze en Sint-Baafs-Vijve. 116
Bijlage 3. Punt-transect meetpunten vleermuizen. 122
Bijlage 4. Automatische batdetector meetpunten vleermuizen. 127
Bijlage 5. Vleermuisdetecties tijdens de punt-transect-metingen. 129
Bijlage 6. Vleermuisdetecties met automatische batdetectors. 132
Bijlage 7. Meervleermuis detecties. 140

Lijst van figuren

Figuur 1. De ligging van de karteereenheden aangetroffen in de bermen van het pand 140 langs de Leie. 16
Figuur 2. Ligging en typering van de verschillende staalnamelocaties voor de bemonstering van visgemeenschappen in het pand 140 langs de Leie (voor betekenis van de locaties "historiek" zie Tabel 3). 26
Figuur 3. Pareto-Lorenz curves van 3 hypothetische visgemeenschappen. De 25 %, 45 % en 80% curves weerspiegelen een gemeenschap met respectievelijk een lage, gemiddelde en hoge functionele organisatie. De 45° diagonaal geeft een gemeenschap weer in perfect evenwicht. 35
Figuur 4. Boxplot van het aantal soorten van de totale populatie in functie van de mesohabitat voor de volledige staalnameperiode (mediaan, percentielen en minimum- en maximumwaarden) (p< 0.05). 41
Figuur 5. Boxplots van het aantal gevoelige soorten van de totale populatie per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode (mediaan, percentielen en minimum- en maximumwaarden) (p= n.s.). 41
Figuur 6. Boxplots van het aantal juveniele soorten per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode (mediaan, percentielen en minimum- en maximumwaarden) (p= n.s.). 42
Figuur 7. Boxplots van het aantal juveniele soorten per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode enkel voor de elektrisch gevangen soorten (mediaan, percentielen en minimum- en maximumwaarden). 42
Figuur 8. Boxplots van het aantal soorten die per maand bevist werden ter hoogte van de mesohabitats (mediaan, percentielen en minimum- en maximumwaarden). 43
Figuur 9. Boxplots van het aantal gevoelige soorten in functie van de mesohabitat (mediaan, percentielen en minimum- en maximumwaarden) (p<0.05). 43
Figuur 10. Boxplots van de soortenrijkdom per micro- en mesohabitattype voor fuiken en elektrische bevissing. 44
Figuur 11. Boxplots van de soortenrijkdom per micro- en mesohabitattype voor de elektrisch gevangen soorten. 45
Figuur 12. Boxplots van de abundantie per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode. 46
Figuur 13. Boxplots van de abundantie per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode enkel voor elektrische bevissing. 46
Figuur 14. Boxplots van de abundantie per microhabitat voor de volledige staalnameperiode. 47
Figuur 15. Boxplots van de abundantie per microhabitat via elektrische bevissing. 47
Figuur 16. Boxplots van dynamiek per mesohabitattype voor elektrisch gevangen vissoorten voor de periode juni-juli (% verandering). 48
Figuur 17. Boxplots van dynamiek per mesohabitattype voor elektrisch gevangen vissoorten voor de periode juli-september. 48
Figuur 18. Boxplots dynamiek per meso- en microhabitattype voor elektrisch gevangen vissoorten voor de periode juni-juli. 49
Figuur 19. Boxplots dynamiek per meso- en microhabitattype voor elektrisch gevangen vissoorten voor de periode juli-september (% verandering). 50
Figuur 20. Boxplots van de functionele organisatie per mesohabitattype. 51
Figuur 21. Boxplots van functionele organisatie per microhabitattype. 51
Figuur 22. Boxplots van lengtescore per mesohabitattype. 52
Figuur 23. Boxplots van lengtescore per microhabitattype. 53

Figuur 24. Abundantie van de juveniele individuen per soort (fuik- en elektrische bevissing) voor de verschillende staalnamemaanden en voor het pand 140 van de Leie. 60
Figuur 25. Lengteverdeling voor riviergrondel in pand 140 van de Leie. 62
Figuur 26. Lengteverdeling voor baars voor de volledige staalnameperiode in het pand 140 van de Leie. 63
Figuur 27. Lengteverdeling voor blankvoorn voor de volledige staalnameperiode in het pand 140 van de Leie. 63
Figuur 28. Lengteverdeling voor zwartbekgrondel voor de volledige staalnameperiode in het pand 140 van de Leie. 64
Figuur 29. Territoria van kleine karekiet (blauwe bollen) langs de Leie tussen Deinze en Sint-Baafs-Vijve. 67
Figuur 30. Zekere nestlocatie van oeverzwaluw (rood kruis) op de rechteroever zo'n 700 m stroomafwaarts Machelenbrug. 68
Figuur 31. Mogelijke nestlocatie van oeverzwaluw (rood kruis) op de rechteroever zo'n 1200 m stroomopwaarts Zultebrug. 69
Figuur 32. Broedparen van oeverzwaluw in het pand 140 langs de Leie in de periode 1999-2007 en de locaties in 2018 (bron: Raman & Decleer, 2009). 72
Figuur 33. De ligging van de transecten voor de monitoring van graslanddagvlinders. 74
Figuur 34. Het totaal aantal waargenomen vlinders in over alle transecten en rondes heen, opgesplitst per soort. 76
Figuur 35. Het totaal aantal vlinders (links) en het aantal soorten (rechts) in de verschillende transecten. 76
Figuur 36. Het totaal aantal waargenomen vlinders per transect en per soort tijdens de verschillende rondes. 77
Figuur 37. De aantallen vlinders per soort waargenomen tijdens de zes rondes. 77
Figuur 38. Punt-transect meetpunten (N1-N10 langs de noordkant Leie, Z1-Z10 langs de zuidkant) en vier automatische batdetector meetpunten (nr. 1 en 3 aan noordkant, nr. 2 en 4 aan zuidkant) in pand 140. De Punt-transect meetpunten waren nog verder ingedeeld in 'straatkant' en 'waterkant' (niet apart weergegeven in de figuur). 81
Figuur 39. Manuele controle en verwerking van vleermuisopnames in Kaleidoscope Pro. 82
Figuur 40. Losse transect-waarnemingen van gewone en ruige dwergvleermuis. 84
Figuur 41. Losse transect-waarnemingen van minder algemene soorten. 84
Figuur 42. Gemiddeld aantal detecties (= als vleermuispassages) van de meest algemene soorten bij de punt-transect-metingen. Het aantal toont het gemiddelde op de 10 telpunten (opgesplitst in waterkant en kant van de weg) met per seizoen 3 bezoeken aan elke kant van de Leie. 85
Figuur 43. Gemiddeld (± standaarddeviatie) aantal detecties (= als vleermuispassages) van de meest algemene soorten bij de punt-transect-metingen langs de waterkant van zowel de noordkant als zuidkant van de Leie, met weergave van het verschil tussen de meetpunten met (n = 4+4) of zonder (n= 6+6) plasberm in de directe nabijheid (binnen 50 m). 86
Figuur 44. Gemiddeld aantal detecties (= als vleermuispassages) van de meest algemene soorten bij de punt-transect-metingen. Gemiddelde van de 10 telpunten (opgesplitst in waterkant en kant van de weg) met per seizoen 3 bezoeken aan elke kant van de Leie. 86
Figuur 45. Aandeel en relatief verschil in het aantal passages van de meest algemene soorten (zie ook info in Figuur 38) tijdens de punt-transect-metingen langs de kant van de weg. 87

Figuur 46. Aandeel en relatief verschil in het aantal passages van de meest algemene soorten (zie ook info in Figuur 38) tijdens de punt-transect-metingen langs de waterkant. 87
Figuur 47. Gemiddelde aantal detecties per nacht van de meest algemene soorten op 4 vaste punten met automatische batdetectors (zie ook Figuur 38) per seizoen (april-mei, juli-aug, sept-okt). Het 'n' aantal per seizoen is het hier in rekening gebrachte aantal nachten waarin alle detectors actief waren. De punten 1 en 3 zijn gesitueerd aan de noordkant van de Leie, de punten 2 en 4 aan de zuidkant van de Leie. 89
Figuur 48. Aantal detecties van gewone dwergvleermuis en ruige dwergvleermuis met de automatische detector aan punt 1 (noordkant Leie) tijdens 90 nachten verspreid in april, mei, juli, augustus, september en oktober. 90
Figuur 49. Aantal detecties van gewone dwergvleermuis en ruige dwergvleermuis met de automatische detector aan punt 2 (zuidkant Leie) tijdens 90 nachten verspreid in april, mei, juli, augustus, september en oktober. 90
Figuur 50. Aantal detecties van gewone dwergvleermuis en ruige dwergvleermuis met de automatische detector aan punt 3 (noordkant Leie) tijdens 90 nachten verspreid in april, mei, juli, augustus, september en oktober. 91
Figuur 51. Aantal detecties van gewone dwergvleermuis en ruige dwergvleermuis met de automatische detector aan punt 4 (zuidkant Leie) tijdens 90 nachten verspreid in april, mei, juli, augustus, september en oktober. 91
Figuur 52. Aantal detecties van watervleermuis, (gewone) grootoor, laatvlieger en rosse vleermuis met de automatische detector aan punt 1 (noordkant Leie) tijdens 90 nachten verspreid in april, mei, juli, augustus, september en oktober. 92
Figuur 53. Aantal detecties van watervleermuis, (gewone) grootoor, laatvlieger en rosse vleermuis met de automatische detector aan punt 2 (zuidkant Leie) tijdens 90 nachten verspreid in april, mei, juli, augustus, september en oktober. 92
Figuur 54. Aantal detecties van watervleermuis, (gewone) grootoor, laatvlieger en rosse vleermuis met de automatische detector aan punt 3 (noordkant Leie) tijdens 90 nachten verspreid in april, mei, juli, augustus, september en oktober. 93
Figuur 55. Aantal detecties van watervleermuis, (gewone) grootoor, laatvlieger en rosse vleermuis met de automatische detector aan punt 4 (zuidkant Leie) tijdens 90 nachten verspreid in april, mei, juli, augustus, september en oktober. 93
Figuur 56. Dagelijkse temperatuur (per 24u), neerslag en windsnelheid in dezelfde periodes waarin alle vier de automatische batdetectors tegelijk nachtopnames maakten (90 volledige nachten verspreid in april, mei, juli, augustus, september en oktober). Data via waterinfo.be, van meteostation in de omgeving van de Leie in Waregem, net ten zuidwesten van het onderzoeksgebied. 94
Figuur 57. Gemiddeld activiteitverloop per uur in de nacht (n= aantal nachten), bij de automatische detector aan punt 1 (noordkant Leie). 94
Figuur 58. Gemiddeld activiteitverloop per uur in de nacht (n= aantal nachten), bij de automatische detector aan punt 2 (zuidkant Leie). 95
Figuur 59. Gemiddeld activiteitverloop per uur in de nacht (n= aantal nachten), bij de automatische detector aan punt 3 (noordkant Leie). 95
Figuur 60. Gemiddeld activiteitverloop per uur in de nacht (n= aantal nachten), bij de automatische detector aan punt 4 (zuidkant Leie). 95
Figuur 61. Spectrogram van kleine dwergvleermuis (incl. vangstmoment) op 17 september 2018. 96
Figuur 62. Spectrogram van een meervleermuis op 19 oktober 2018. 97
Figuur 63. Spectrogram van een bosvleermuis op 6 mei 2018. 98

Lijst van foto's

Foto 1. Gras-kruidenmix voorkomend op de waterzijde aan de linkeroever tussen Olsene- en Machelenbrug. 21
Foto 2. Gras-kruidenmix voorkomend op de landzijde aan de linkeroever tussen Olsene- en Machelenbrug. 22
Foto 3. Verruigd grasland op het talud en een smalle strook gras-kruidenmix naast het jaagpad op de waterzijde aan de linkeroever stroomopwaarts Zultebrug. 22
Foto 4. Glanshavergrasland komt voor op de waterzijde aan de linkeroever stroomopwaarts Olsenebrug. 23
Foto 5. Een mozaïek van gras-kruidenmix, verruigd grasland en iepenstruweel is aangetroffen op de onverharde berm aan de rechteroever vanaf 500 m stroomafwaarts Zulte- tot Olsenebrug. 23
Foto 6. Verstevigde oever met betonnen platen 27
Foto 7. Oevers met asfaltmastiek 27
Foto 8. Oever met breuksteen 28
Foto 9. NTMB-oever (plasberm met houten palenrij) 28
Foto 10. Riet als oevervegetatie 29
Foto 11. Houtige begroeiing langs de oever 30
Foto 12. Breuksteenconstructies langs de oever 30
Foto 13. Oever met betonnen platen 30
Foto 14. Een automatische batdetector met externe microfoon langs de Leie en de installatie ervan. 81

Lijst van tabellen

Tabel 1. Vangstgegevens van de elektrische bevissingen voor het pand 140 van de Leie over de volledige staalnameperiode. 32
Tabel 2. Beoordeling van de ecologische kwaliteitsratio voor een aantal locaties langs de Leie. 38
Tabel 3. Waarnemingen gedurende de periode 2003/2018. 39
Tabel 4. Habitatgebruik van de juvenielen (%) ter hoogte van de mesohabitat die maximaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op aan- en afwezigheid. De waarden werden gestandaardiseerd in functie van de vangstinspanning. 53
Tabel 5. Aantal keer dat een mesohabitatype als 1^{e}, 2^{e} of 3^{e} keuze wordt geselecteerd als paaihabitat voor de waargenomen vissoorten in het pand 140 van de Leie. De optimale keuze wordt weergegeven door categorie 1, de minst geprefereerde keuze als categorie 3. Bij gelijk aantal keuzes voor de twee categorieën werd de laagste rang toegekend aan de drie categorieën. 54
Tabel 6. Habitatgebruik van de juvenielen (%) die minimaal 5 % van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op de aan- en afwezigheid. De waarden werden gestandaardiseerd in functie van de vangstinspanning. 54
Tabel 7. Aantal keer dat een mesohabitatype als 1^{e}, 2^{e} of 3^{e} keuze wordt geselecteerd als opgroeihabitat voor de waargenomen vissoorten in het pand 140 van de Leie. De optimale keuze wordt weergegeven door categorie 1, de minst geprefereerde keuze als categorie 3. Bij gelijk aantal keuzes voor de twee categorieën werd de laagste rang toegekend aan beide categorieën. 55

Tabel 8. Habitatgebruik van de juvenielen (%) ter hoogte van het microhabitat die maximaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op aan- en afwezigheid. 55
Tabel 9. Aantal keer dat een microhabitattype als 1e of 2e keuze wordt geselecteerd als paaihabitat voor de waargenomen vissoorten in het pand 140 van de Leie. De optimale keuze wordt weergegeven door categorie 1, de minst geprefereerde keuze als categorie 2. Bij gelijk aantal keuzes voor drie categorieën wordt de laagste rang toegekend aan de drie categorieën. 56
Tabel 10. Habitatgebruik van de juvenielen (%) ter hoogte van de microhabitat die minimaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op aan- en afwezigheid. 56
Tabel 11. Aantal keer dat een microhabitatype als 1e, 2e of 3e keuze wordt geselecteerd als opgroeihabitat voor de waargenomen vissoorten in het pand 140 van de Leie. De optimale keuze wordt weergegeven door categorie 1, de minst geprefereerde keuze als categorie 3. Bij gelijk aantal keuzes voor drie categorieën wordt de laagste rang toegekend aan de drie categorieën. 57
Tabel 12. Overzicht van de verschillende soorten in het pand 140 van de Leie (Br= breuksteen, Be= beton, As= asfaltmastiek, S= schanskorven, NTMB=plasberm). 58
Tabel 13. Indeling van de waargenomen soorten volgens de ecologische gilde (Crombaghs et al., 2000). 59
Tabel 14. Paaiperiode die in de literatuur wordt vermeld voor de vissen die in de kanalen van de verschillende studiegebieden werden aangetroffen. 61
Tabel 15. Lengtebereik per soort en maximaal lengteverschil tussen 2 opeenvolgende individuen met verschillende lengte binnen een populatie gedurende de volledige bemonsteringsperiode in de Leie. De maximale verschillen hoger dan 25% zijn vetgedrukt, net als de soorten die met deze verschillen overeenkomen. 62
Tabel 16. Vegetatie van de transecten voor opvolging graslanddagvlinders, opgedeeld per sectie van 50 m, op de water en landzijde. 75
Tabel 17. Datums (Punt-)Transect-metingen langs pand 140 in 2018 in het voorjaar (april-mei), zomer (juli-aug) en najaar (sept-okt). Zie ook Figuur 38 en Bijlage 3. 79
Tabel 18. Automatische batdetector metingen op vier vaste punten (zie Figuur 38) langs de waterkant in pand 140 in het voorjaar (april-mei), zomer (juli-aug) en najaar (sept-okt) van 2018. De cijfers tonen het aantal volledige opeenvolgende meetnachten. 80
Tabel 19. Aantal opnames met automatische batdetectors op vier vaste punten langs de waterkant in pand 140 in het voorjaar (april-mei), zomer (juli-aug) en najaar (sept-okt) van 2018. 88

1 INLEIDING

Langs de Leie worden inrichtingswerken gepland door De Vlaamse Waterweg nv (DVW) in het kader van het Europese waterwegenprogramma Seine-Schelde. Dit programma heeft als doel om de binnenvaartverbinding voor container- en duwvaartschepen (gabariet Vb, éénrichtingsverkeer) te ontwikkelen tussen twee van Europa's belangrijkste industriële regio's, namelijk het Seine- en het Scheldebekken. Naast het luik binnenvaart bestaat er in Vlaanderen ook een luik rivierherstel Leie tussen Wervik en Deinze. In dit luik staat het herstel van het multifunctionele karakter van de rivier centraal. Het versterken van de ruimtelijke samenhang, het verbeteren van de kwaliteit van het ecologisch systeem en het realiseren of herstellen van de relatie tussen de gekanaliseerde waterweg en de natuurlijke rivier of haar meanders zullen hierbij aan bod komen. Een concrete maatregel binnen het luik rivierherstel Leie is het voorzien van natuurvriendelijke en -technische oevers langs de Leie.

Volgens de beslissing van de Vlaamse Regering (VR 2010 1712 DOC.1285TER) omtrent plan-MER Seine-Schelde dient een monitoringsprogramma te worden opgezet voor de ecologische opvolging van de uitvoeringsprojecten. Bovendien wordt het project Seine-Schelde opgehangen aan de doelstellingen van de Kaderrichtlijn Water.

Het doel van deze studie is het in kaart brengen van de natuurwaarden in het pand 140 (Deinze - Sint-Baafs-Vijve) voorafgaand aan de uitvoering van de inrichtingswerken (T0 meting). Het gaat over de volgende vragen:

- Wat is soortensamenstelling van de visgemeenschap? Welke abundantie en/of lengteverdeling komt voor bij verschillende types oeververstevigingen? Zijn er verschillen in abundantie en/of lengteverdeling waarneembaar tussen de verschillende types oeververstevigingen?
- Wat is het belang van de Leie(bermen) als foerageer- of trekroute voor vleermuizen? Welke soorten maken gebruik van de Leie(bermen)? Welke trajecten zijn belangrijk?
- Welke types kruidige bermvegetaties komen voor?
- Komen rietvogels tot broeden? Zo ja, welke soorten en op welke locaties?
- Komt oeverzwaluw tot broeden? Zo ja, op welke locaties en met welke aantallen?
- Welke soorten graslandvlinders komen voor?

DVW wil in de toekomst dezelfde soortengroepen bemonsteren na de inrichtingswerken zodat volgende vragen kunnen worden behandeld:

- Welke natuurwaarden zijn aanwezig na de inrichtingswerken?
- Is er een ontwikkeling naar de vooropgestelde natuurdoelstellingen?
- Is er bijsturing van de inrichtingsmaatregelen of het beheer wenselijk?

2 KARTERING KRUIDIGE BERMVEGETATIE

Andy Van Kerckvoorde & Edward Vercruysse

2.1 MATERIAAL EN METHODEN

De bermvegetatie in pand 140 van de Leie karteerden we via de methodiek uitgewerkt in Van Uytvanck et al. (2017). Deze methodiek onderscheidt vier klassen op basis van de vegetatiestructuur namelijk grasland, ruigte, struweel en opgaande houtige vegetatie. Bij de bermkartering voor het pand 140 is enkel de kruidige vegetatie geïnventariseerd vermits bomen en struiken gedetailleerd werden gedocumenteerd in het groenbeheerplan (Arcadis, 2017).

Voor een bermkartering worden karteereenheden toegekend aan bermtrajecten. De te onderscheiden karteereenheden zijn geïnspireerd op de biologische waarderingskaart (Vriens et al., 2011), de veldgids voor ontwikkeling van botanisch waardevol grasland (Zwaenepoel, 2000), de veldsleutel graslanden (De Saeger & Wouters, 2018), de typologie van berm- en dijkvegetaties langs waterwegen (Van Kerckvoorde, 2016) en op expertenoordeel. Graslandvegetaties worden ingedeeld in vijf fases, afhankelijk van de soortensamenstelling. Graslandfase 0 is een soortenarm grasland gedomineerd door Engels raaigras of Italiaans raaigras. In graslandfase 1 is de bedekking van raaigras minder dan de helft van de grasmat. Ruw beemdgras neemt de dominante rol over. Bij graslandfase 2 treedt geen dominantie meer op van Engels raaigras of ruw beemdgras. Afhankelijk van de bodemsoort wordt de grasmat gedomineerd door gestreepte witbol, glanshaver, grote vossenstaart en/of kamgras. Graslandfases 3, 4 en 5 kennen een mozaïekpatroon van verschillende grassen en kruiden en vormen botanische doelen. Het onderscheid wordt bepaald door de specifieke soortensamenstelling, zie bijlage 1. Op basis van de criteria in de veldsleutel graslanden (De Saeger & Wouters, 2018) is nagegaan of een grasland een habitat of regionaal belangrijk biotoop is. Verstoord grasland kent een hoog aandeel aan pionierssoorten zoals kamille spp., grote klaproos, herderstasje, paarse dovenetel, gewone raket, varkensgras, bijvoet, perzikkruid, klein hoefblad, akkerwinde, kleine ooievaarsbek of kruipertje. Verruigd grasland wordt gekenmerkt door bv. grote brandnetel, kleefkruid, ridderzuring, akkerdistel, speerdistel, gewone berenklauw, fluitenkruid, kweek of bramen. De te onderscheiden karteereenheden worden in bijlage 1 opgelijst.

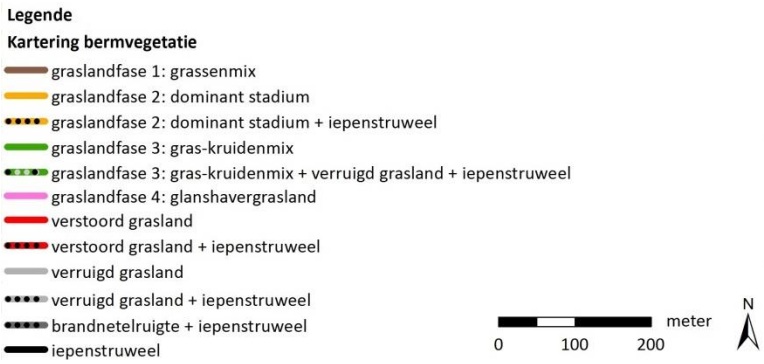
Met behulp van een hand-GPS (nauwkeurigheid 1-5 m) is het begin- en eindpunt ingemeten van een bermtraject waar een bepaalde karteereenheid kan aan worden toegewezen. Dit gebeurt best door de berm af te stappen of af te fietsen (indien mogelijk).

De herkenning van de karteereenheden gebeurt best op het moment dat voldoende planten bloeien. Voor graslandvegetatie in bermen is de zomer een geschikt moment. Het is wenselijk om de bermen te bezoeken voor de maaiwerkzaamheden of minstens 3 tot 4 weken erna. Het veldwerk langs de Leie werd uitgevoerd op 6 en 7 juli 2017 en 25 mei 2018.

Na het digitaliseren van de velddata is een kaart gemaakt (via ArcMap) met de verschillende karteereenheden aangetroffen in de bermen van het pand 140.

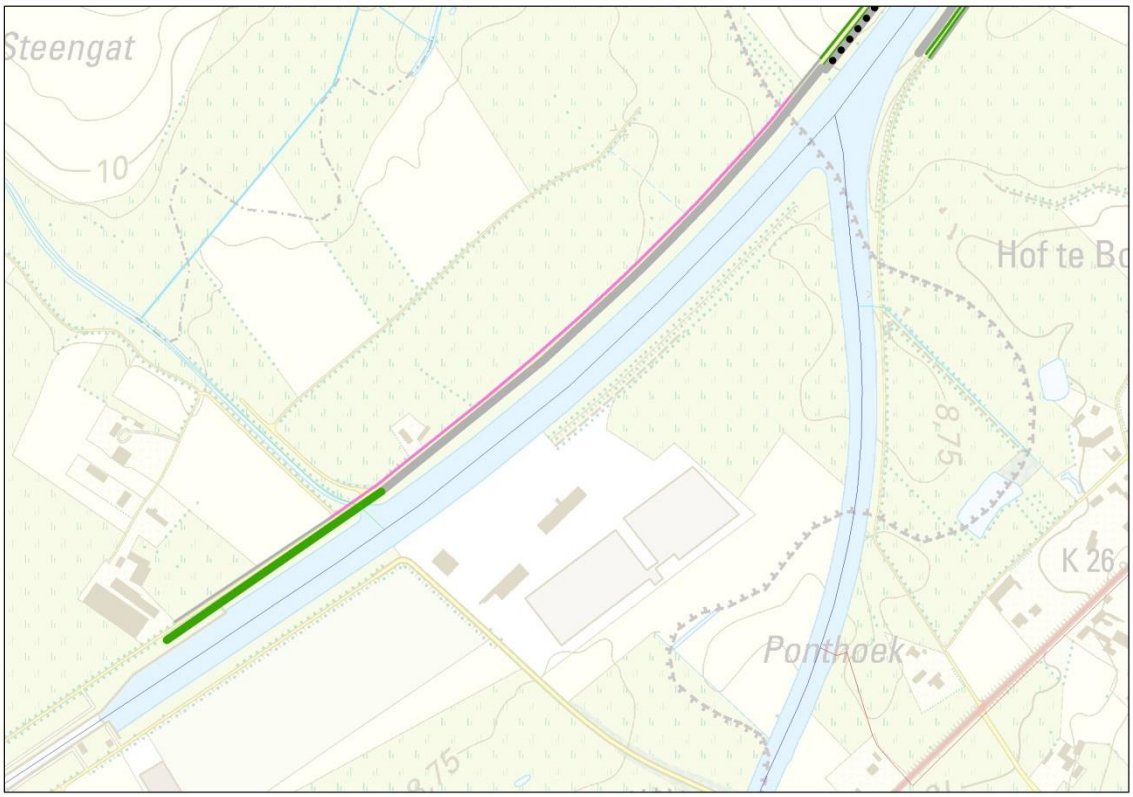
2.2 RESULTATEN

Figuur 1 brengt de karteereenheden in de bermen van het pand 140 langs de Leie in kaart.



Dunne lijnen zijn bermvegetaties met een breedte van minder dan 5 m.

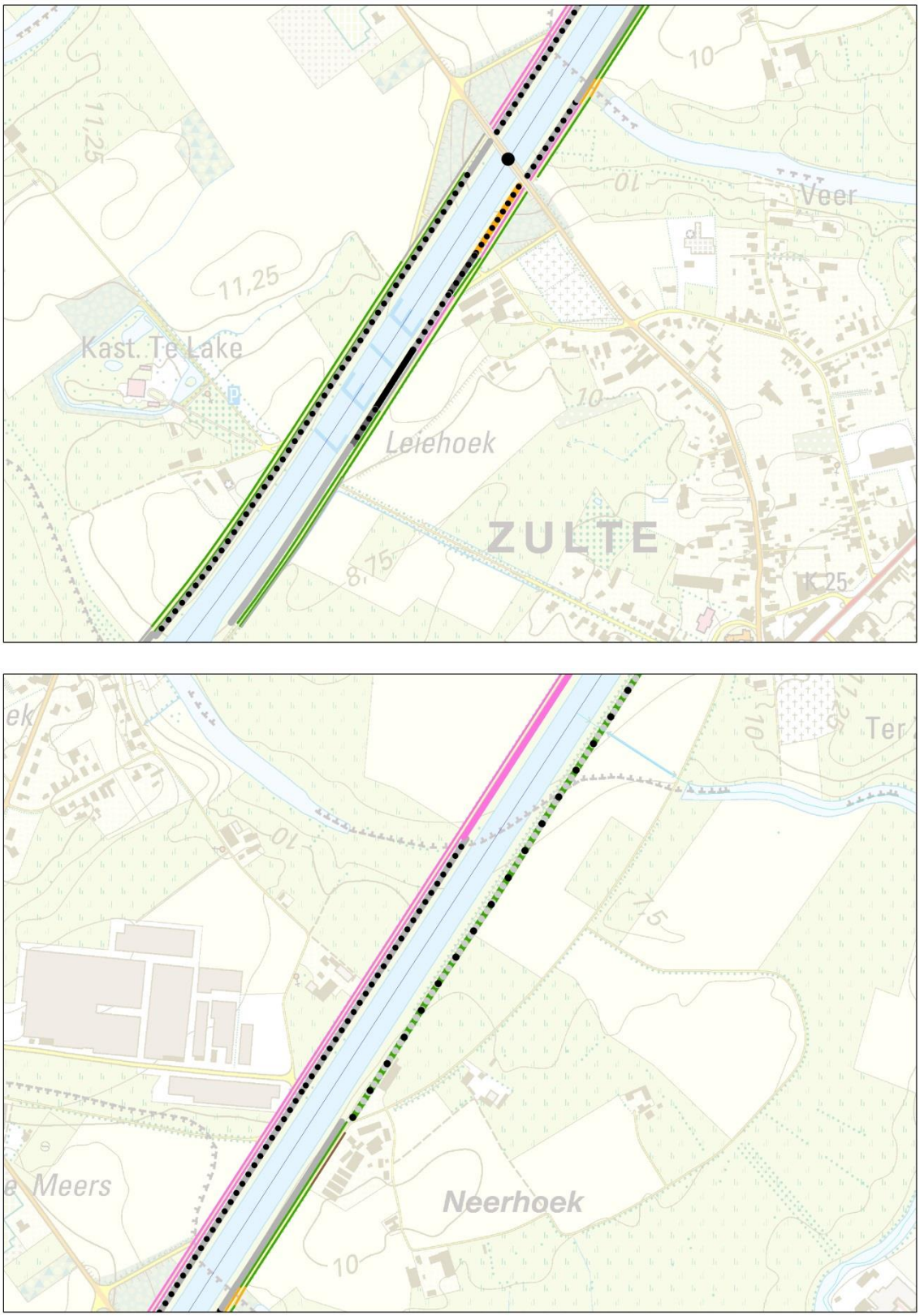
De lijn(en) dichts bij de Leie duidt(duiden) op de vegetatie aan de waterzijde van het jaagpad, de verste lijn heeft betrekking op de vegetatie aan de landzijde van het jaagpad.



Figuur 1a. De ligging van de karteereenheden aangetroffen in de bermen van het pand 140 langs de Leie.

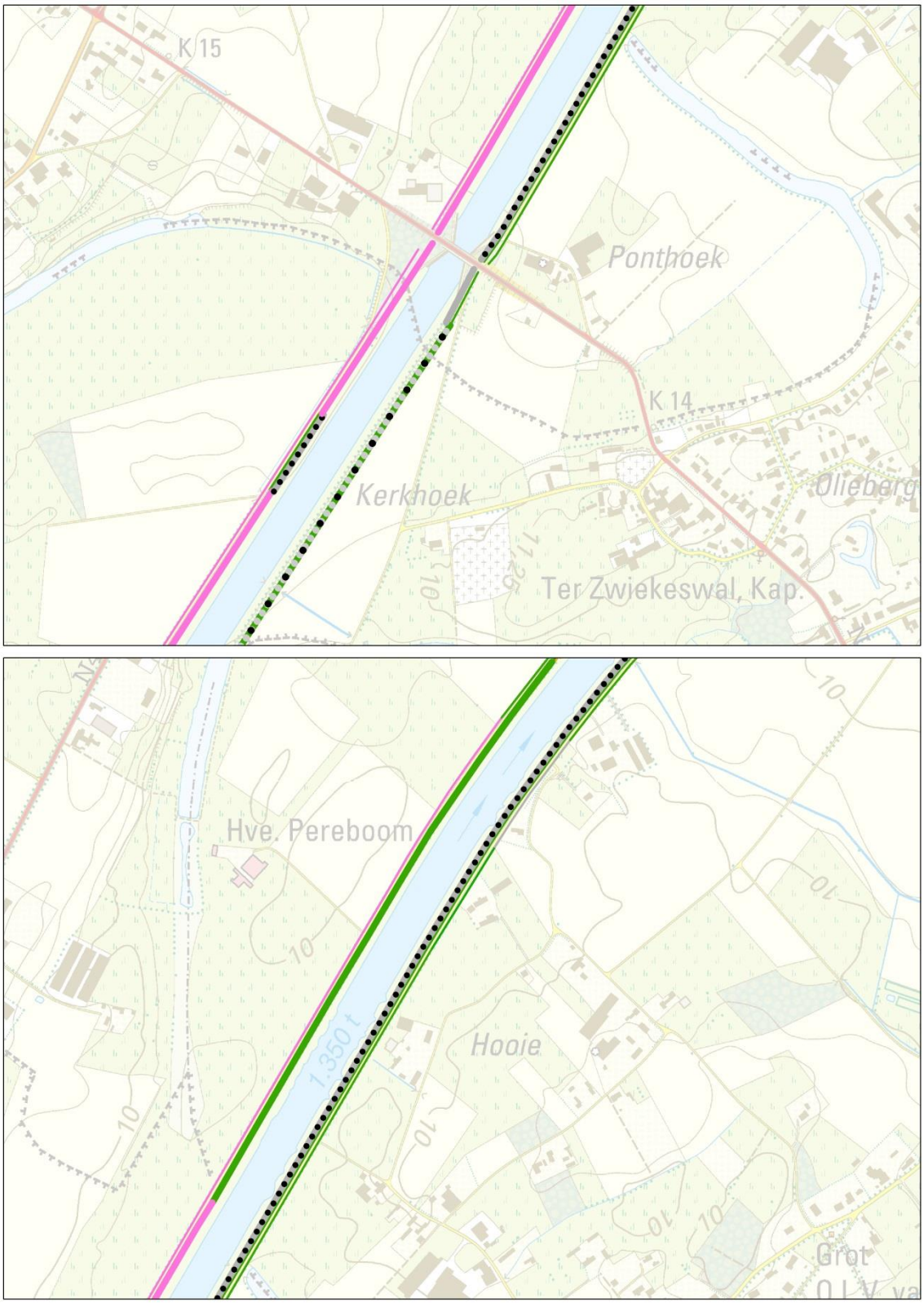
traject Sint-Baafs-Vijve en 1,5 km stroomafwaarts Sint-Baafs-Vijve

doi.org/10.21436/inbor.17478670



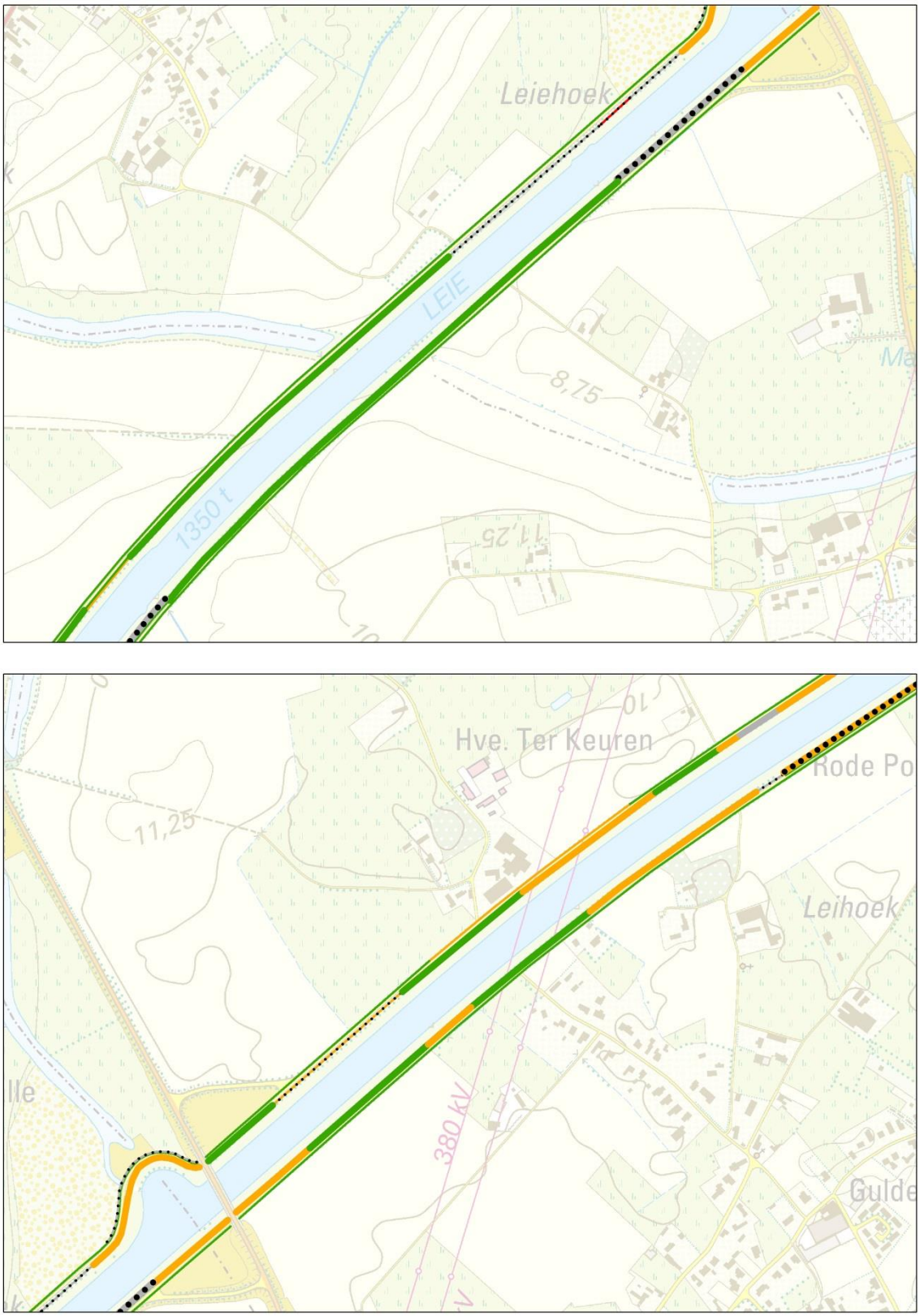
Figuur 1b. De ligging van de karteereenheden aangetroffen in de bermen van het pand 140 langs de Leie.

traject 1,5 km stroomafw. Sint-Baafs-Vijve – Zultebrug – 1,3 km stroomafw. Zultebrug



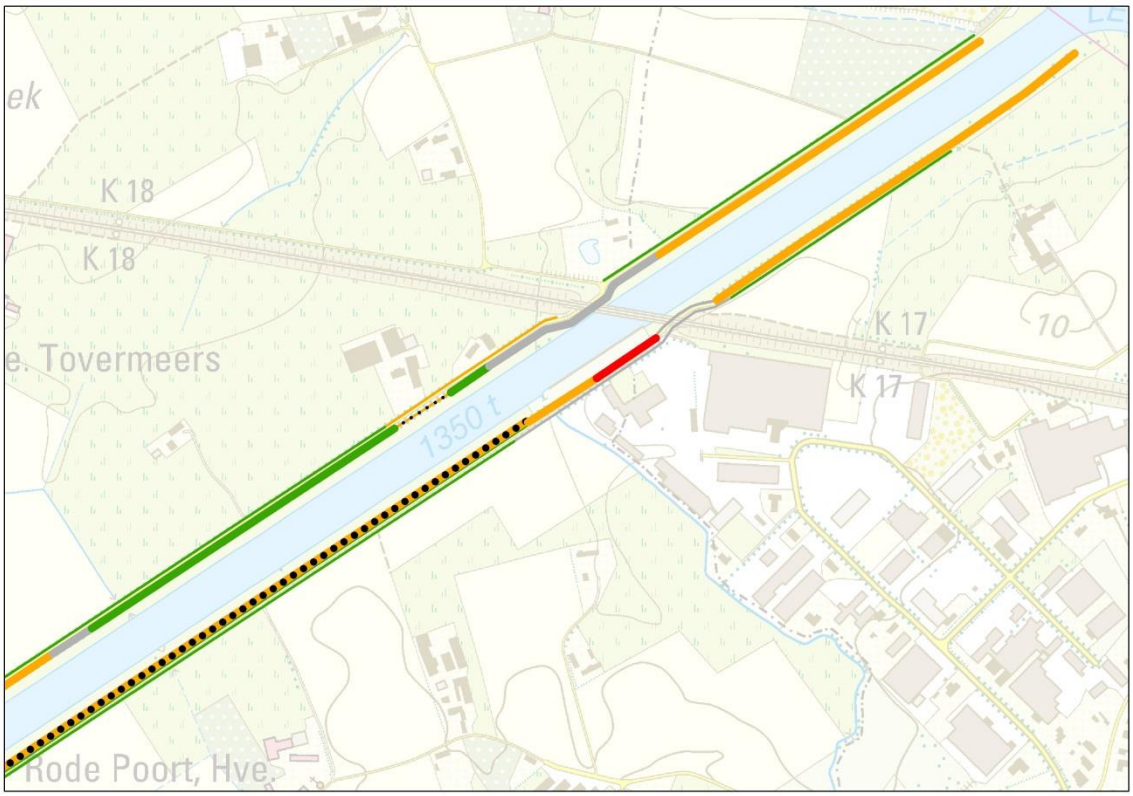
Figuur 1c. De ligging van de karteereenheden aangetroffen in de bermen van het pand 140 langs de Leie.

traject 1,3 km stroomafw. Zultebrug – Olsenebrug – 1,6 km stroomafw. Olsenebrug



Figuur 1d. De ligging van de karteereenheden aangetroffen in de bermen van het pand 140 langs de Leie.

traject 1,6 km stroomafw. Olsenebrug – Machelenbrug – 1,2 km stroomafw. Machelenbrug



Figuur 1e. De ligging van de karteereenheden aangetroffen in de bermen van het pand 140 langs de Leie.

traject 1,2 km stroomafw. Machelenbrug – spoorwegovergang – 600 m stroomafw. ervan

Gras-kruidenmix (graslandfase 3) was lokaal gevonden op de water- en landzijde aan de linker- en rechteroever tussen Machelenbrug en Deinze, op de water- en landzijde aan de linker- en rechteroever tussen Olsene- en Machelenbrug (Foto 1, Foto 2) en op de water- (beperkt tot een smalle strook naast het jaagpad) en landzijde aan de linker- en rechteroever tussen 1 km stroomopwaarts Zultebrug en Zultebrug (Foto 3). Kenmerkende meerjarige kruiden die in dit graslandtype stonden zijn: peen, duizendblad, rode klaver, smalle weegbree, klein streepzaad, hopklaver en Sint-Janskruid.

Enkele bermen herbergen een glanshavergrasland (graslandfase 4), namelijk de water- en landzijde van de linkeroever tussen Zulte- en Olsenebrug (Foto 4), de waterzijde van de linkeroever tussen Olsenebrug en 400 m stroomafwaarts ervan, de landzijde van de linkeroever tussen Olsene- en Machelenbrug en de landzijde van de linkeroever tussen de uitmonding van de Mandel tot 500 m stroomafwaarts ervan. Typische soorten voor glanshavergrasland die werden aangetroffen in hogervermelde bermtrajecten zijn knoopkruid, rolklaver, graslathyrus en lokaal (aan de landzijde van de linkeroever tussen de sluis Sint-Baafs-Vijve en de uitmonding van de Mandel) margriet. Het glanshavergrasland was onvoldoende ontwikkeld om habitatwaardig (habitattype 6510) te zijn.

Verruigd grasland (dikwijls in mozaïek met iepenstruweel) was vooral gevonden aan de waterzijde van de rechteroever tussen Zulte- en 1,6 km stroomafwaarts Olsenebrug en aan de waterzijde van de linkeroever vanaf de sluis van Sint-Baafs-Vijve tot 1 km stroomafwaarts Zultebrug (Foto 3). Een verruigd grasland en brandnetelruigte werd aangetroffen aan de waterzijde van de rechteroever vanaf de sluis van Sint-Baafs-Vijve tot Zultebrug.

Soortenarm grasland (graslandfase 2) was vooral gekarteerd op de waterzijde aan de linker- en rechteroever tussen Machelenbrug en Deinze.

Een mozaïek van gras-kruidenmix, verruigd grasland en iepenstruweel is aangetroffen op de onverharde berm aan de rechteroever vanaf 500 m stroomafwaarts Zulte- tot Olsenebrug (Foto 5).

Foto 1. Gras-kruidenmix voorkomend op de waterzijde aan de linkeroever tussen Olsene- en Machelenbrug.

Foto 2. Gras-kruidenmix voorkomend op de landzijde aan de linkeroever tussen Olsene- en Machelenbrug.

Foto 3. Verruigd grasland op het talud en een smalle strook gras-kruidenmix naast het jaagpad op de waterzijde aan de linkeroever stroomopwaarts Zultebrug.

Foto 4. Glanshavergrasland komt voor op de waterzijde aan de linkeroever stroomopwaarts Olsenebrug.

Foto 5. Een mozaïek van gras-kruidenmix, verruigd grasland en iepenstruweel is aangetroffen op de onverharde berm aan de rechteroever vanaf 500 m stroomafwaarts Zulte- tot Olsenebrug.

2.3 DISCUSSIE

Voor de bermen langs de Leie tussen Sint-Baafs-Vijve en Deinze vormen een gras-kruidenmix of bloemrijk grasland de doelgraslandvegetaties (Arcadis, 2017), zeker gezien de erosiebestendigheid (Vannoppen et al., 2016) en de ecologisch waarde van dergelijke vegetaties.

Verschillende bermtrajecten van het pand 140 langs de Leie zijn momenteel begroeid met doelvegetaties. De mozaïek van gras-kruidenmix, verruigd grasland en iepenstruweel voorkomend tussen Zultebrug en Olsenebrug wordt in deze studie ook als doel gezien.

Zo'n 45% van de totale lengte aan berm van de waterzijde (over de volledige breedte van 5-15 m) op de linkeroever bestaat uit doelvegetaties. De doelvegetaties zijn er gras-kruidenmix en glanshavergrasland. De doelvegetaties liggen vooral tussen 900 m stroomopwaarts Olsenebrug tot Machelenbrug.

Zo'n 32% van de totale lengte aan berm van de waterzijde (over de volledige breedte van 5-15 m) op de rechteroever is begroeid met doelvegetaties. De doelvegetaties zijn er gras-kruidenmix (tussen Olsenebrug en Machelenbrug) en een mozaïek van gras-kruidenmix, verruigd grasland en iepenstruweel (tussen Zultebrug en Olsenebrug).

De doelvegetaties op de berm aan de waterzijde zijn soms beperkt tot een smalle strook van 1-2 m, aanliggend aan het jaagpad (43% van de lengte op rechteroever en 20% van de lengte op linkeroever). Dit is het geval tussen de sluis te Sint-Baafs-Vijve en Zultebrug (linker- en rechteroever), tussen Olsene- en Machelenbrug (rechteroever) en tussen Machelenbrug en Deinze (linker- en rechteroever). De oorzaak hiervan is niet duidelijk. Een mogelijke verklaring is dat de berm aan de waterzijde niet altijd over de volledige breedte wordt gemaaid maar dat enkel 1 tot 2 maaibreedtes wordt gemaaid aanliggend aan het jaagpad.

Het is opmerkelijk dat op de smalle berm aan de landzijde (Foto 2) dikwijls doelvegetaties voorkomen (85% van de lengte op rechteroever en 78% van de lengte op linkeroever). Ook hier valt de oorzaak moeilijk te achterhalen. Mogelijk kent de landzijde reeds een lange tijd een natuurvriendelijk maaibeheer.

Het glanshavergrasland langs de Leie is hier onvoldoende ontwikkeld om habitatwaardig (habitattype 6510, criteria volgens De Saeger & Wouters, 2018) te zijn. Dit is in overeenstemming met de resultaten van Raman & Van Kerckvoorde (2014). Deze studie gebruikte vegetatieopnames in bermen langs de Leie om na te gaan in hoeverre glanshavergrasland er ecologisch goed is ontwikkeld. De auteurs concludeerden dat de bermvegetaties nog vrij ver verwijderd waren van een ecologisch goed ontwikkeld glanshavergrasland. Dit als gevolg van een hoge bedekking aan storingsindicatoren en een lage bedekking van typische soorten.

Mogelijke oorzaken voor het ontbreken van typische soorten van het glanshavergrasland kunnen zijn:

- het ontbreken van levensvatbare zaden in de zaadbank,
- het ontbreken van gunstige kiemomstandigheden,
- de afwezigheid van relictpopulaties in de omgeving of
- dispersiemoeilijkheden door een sterk versnipperde omgeving.

De Leiebermen kenden tot halfweg de jaren '90 een intensief maaibeheer met kunstmatige bemesting (Raman & Van Kerckvoorde, 2014). Hierdoor ontstonden soortenarme productieve graslandvegetaties en verdwenen typische graslandsoorten.

Bij de bermkartering in het pand 140 zijn groeiplaatsen van graslathyrus gevonden. De meeste vindplaatsen liggen op de linkeroever tussen Zulte- en Olsenebrug. Graslathyrus heeft de Rode-Lijst categorie zeldzaam. Rode-Lijsten geven een prioritering voor natuurbehoud vermits ze aangeven welke soorten het meest bedreigd zijn en waarvoor prioritaire beschermingsmaatregelen noodzakelijk zijn. De criteria die hiervoor worden gebruikt zijn inheemse oorsprong, zeldzaamheid en trend. De Rode-Lijst voor plantensoorten in Vlaanderen is uitgewerkt in Van Landuyt et al. (2006). Graslathyrus is een typische graslandsoort kenmerkend voor glanshavergrasland (De Saeger & Wouters, 2018). De soort houdt van lemige bodems, en gedraagt zich als een laattijdig manifesterende pionier. Bermen zijn in Vlaanderen klassieke groeiplaatsen voor de soort. Lichte schade aan de zode als gevolg van maaiwerkzaamheden kan kieming van de soort bevorderen (Weeda et al., 1987).

De potenties voor ecologisch waardevolle graslandvegetaties zijn in de bermen langs de Leie over het algemeen hoog. Dit omwille van het voorkomen van brede bermen (5-15 m) en taluds, de variatie in bodemtypes (van vochtig tot droog, van zand tot zandleem) en lichtrijke condities.

Zoals reeds aangehaald vormen een gras-kruidenmix of bloemrijk grasland (bv. glanshavergrasland) doelgraslandvegetaties voor de bermen langs de Leie (Arcadis, 2017). Dergelijke graslandtypes kunnen in stand gehouden of ontwikkeld worden door een ecologisch maai- of graasbeheer. Een ecologisch beheer houdt in dat geen kunstmatige bemesting en geen pesticidengebruik optreedt en dat het grasland niet wordt gescheurd. Een ecologisch maaibeheer is geschikt als omvormingsbeheer van een soortenarm of verruigd grasland naar een gras-kruidenmix of bloemrijk grasland. Bij een ecologisch uitgevoerd maaibeheer vindt er afvoer van nutriënten plaats (Schaffers et al., 1998). Het zorgvuldig verwijderen van het maaisel is cruciaal en essentieel bij een ecologisch maaibeheer. Graasbeheer als enige beheervorm is veelal minder ideaal om voedingsstoffen te verwijderen (Bakker, 1989). Het toepassen van een combinatie van maaien en begrazen kan worden overwogen als tussenoplossing. In dat geval wordt het grasland gemaaid in het voorjaar en treedt er later in het seizoen nabegrazing met vee op (Van Uytvanck et al., 2012).

Natuurvriendelijk beheerde bermen kunnen een aanvullend en alternatief biotoop vormen voor verschillende typische graslandsoorten (zoals voor planten zie Auestad et al., 2011; voor dagvlinders zie Saarinen et al., 2005), zeker wanneer weinig halfnatuurlijke biotopen aanwezig zijn in de omgeving van de berm, bijvoorbeeld als gevolg van een intensieve landbouwvoering. Ecologisch waardevol grasland, zoals soortenrijk permanent grasland, is in Vlaanderen een zeldzaam biotoop, zo'n 3,7-5,1% van het Vlaams oppervlak (Vriens et al., 2011). Bovendien is er gedurende de laatste decennia een afname van de oppervlakte aan permanente graslanden vastgesteld (De Saeger et al., 2013).

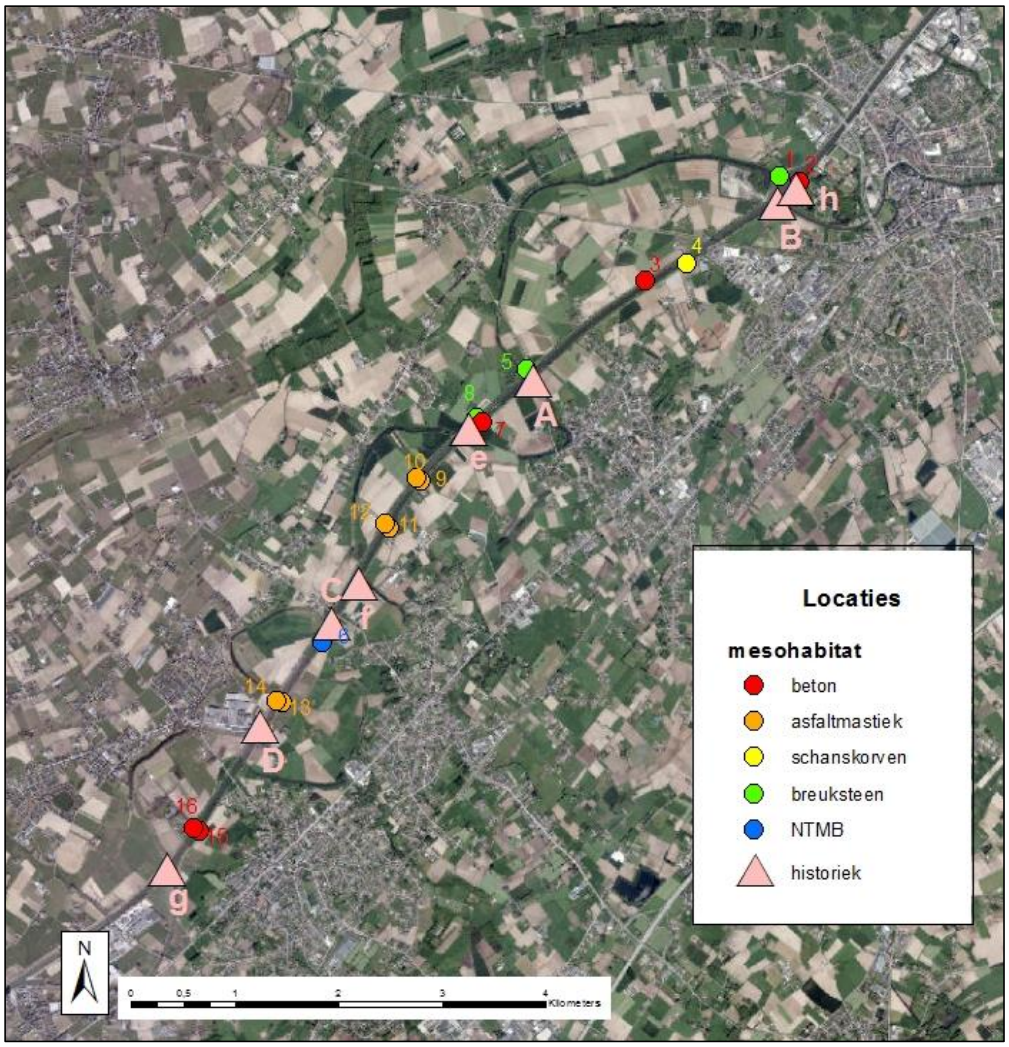
3 INVENTARISATIE VISSEN

Sophie Vermeersch, Raf Baeyens, Nico De Maerteleire, Emilie Gelaude, Sebastien Pieters, Karen Robberechts & Johan Coeck

3.1 MATERIAAL EN METHODEN

3.1.1 Staalnamelocaties, meso- en microhabitats

Om de inventarisatie van de vissen uit te voeren en in een tweede fase de efficiëntie van de verschillende oevertypen te evalueren in relatie tot de aanwezige visgemeenschappen, werd grotendeels gebruik gemaakt van de methodiek voorgesteld door Mouton et al. (2009). Bepaalde aspecten werden aangepast in relatie tot de specificiteit van het onderzochte oevertype, nl. de specifieke meso- en microhabitats die aanwezig zijn langs het pand 140 van de Leie (Figuur 2).



Figuur 2. Ligging en typering van de verschillende staalnamelocaties voor de bemonstering van visgemeenschappen in het pand 140 langs de Leie (voor betekenis van de locaties “historiek” zie Tabel 3).

Het pand 140 kan onderverdeeld worden in 5 grote groepen mesohabitats:

- De mesohabitat 'beton' komt voor als verticale betonoever of als oever bestaande uit betonnen platen met een helling van ongeveer 45°. Rekening houdende met de vlakke structuur zijn de schuilmogelijkheden voor vis beperkt of onbestaande (Foto 6).

Foto 6. Verstevigde oever met betonnen platen.

- De mesohabitat 'asfaltmastiek' bestaat uit breuksteen overdekt met asfaltmastiek. Door het aanbrengen van deze laag worden de schuilmogelijkheden sterk beperkt door het opvullen van de tussenruimten (Foto 7).

Foto 7. Oevers met asfaltmastiek.

- De mesohabitat 'schanskorven' zijn habitats behorende tot verdedigde oevers. Schuilmogelijkheden zijn beperkt aanwezig door de doorgaans kleine gabarit van stenen en de overspanning door metaaldraad.

- De mesohabitat ‘breuksteen’ omvat de habitats waar constructies met breuksteen aanwezig zijn. De holtes tussen de stenen bieden schuilmogelijkheden voor aquatische organismen. Het gabarit van de breukstenen speelt hier ook een rol. De opstapeling van grotere stenen bieden grotere interstitiële ruimten (Foto 8).

Foto 8. Oever met breuksteen.

- De mesohabitat ‘NTMB-oevers’ bestaat uit een palenrij als vooroeverconstructie die de luwe zone afschermt waar vissen de nodige bescherming vinden tegen stroming en golfslag (Foto 9).

Foto 9. NTMB-oever (plasberm met houten palenrij).

Ter hoogte van de mesohabitats, werden microhabitats gedefinieerd op basis van de bijkomende habitatmogelijkheden die ze bieden aan de visgemeenschap. Vijf verschillende microhabitattypes werden onderscheiden:

- De microhabitat 'moerasvegetaties' bestaat grotendeels uit ondergedompelde macrofyten waarbij het hoofdaandeel van soorten niet uit riet bestaat. Hierbij verwacht men een verschillende en in sommige gevallen minder homogene stengeldensiteit dan bij rietvegetaties. Evenals bij het microhabitat 'riet' staat de oppervlakte beschikbare habitat in relatie tot de stengeldensiteit van de macrofyten.

- De microhabitat 'riet' wordt gevormd door clonale rietvegetaties die ter hoogte van de oeverlijn aanwezig zijn. De submerse plantendelen van de rietvegetaties bieden schuilhabitat voor vissen en andere aquatische organismen. Ze kunnen eveneens dienst doen als voedings- en paaihabitat. Wanneer de rietstengels echter te dicht bij elkaar staan, daalt het oppervlakte van beschikbare habitat voor vissen. Mogelijks bestaat er dus een optimale rietdensiteit waarbij een evenwicht wordt gevonden tussen schuilmogelijkheden en de oppervlakte aan beschikbare habitat (Foto 10).

Foto 10. Riet als oevervegetatie.

- De microhabitat 'houtige begroeiing' omvat alle habitats waarbij overhangende houtige oevervegetatie aanwezig is. Hierbij is het belangrijk dat een deel van de overhangende vegetatie (wortels en of takken) onder het wateroppervlakte zit en zo mogelijks habitatmogelijkheden voor de visgemeenschap biedt (Foto 11).

Foto 11. Houtige begroeiing langs de oever.

- ‘Breuksteenconstructies’ omvatten de habitats waar constructies met breuksteen aanwezig zijn. De holtes tussen de stenen bieden niet enkel schuilmogelijkheden voor aquatische organismen, maar ook ontwikkelingskansen voor vegetaties (Foto 12).

Foto 12. Breuksteenconstructies langs de oever.

- De microhabitat ‘beton’ omvat betonplaten die onder water weinig mogelijkheden bieden als schuilplaats (Foto 13).

Foto 13. Oever met betonnen platen.

3.1.2 Bemonsteringsmethoden

In dit onderzoek werd gefocust op juveniele vissen omdat deze goede indicatoren zijn van de voortplantingsmogelijkheden die de aanwezige habitat biedt aan de visgemeenschap. De aanwezigheid van juveniele individuen van residente vissoorten wijst op de aanwezigheid van geschikte habitat om te paaien en te schuilen, maar ook op de aanwezigheid van geschikte voedsel- en groeihabitat. Bovendien kan voor residente vissoorten ook verondersteld worden dat geschikte habitat aanwezig is voor adulte individuen op plaatsen waar juvenielen voorkomen.

Juveniele vissen blijken nuttige functionele indicatoren te zijn in verschillende Europese rivieren, vooral omdat de ontwikkeling tot volwassen individuen sterk weerspiegeld wordt in het habitattype dat wordt gekozen voor reproductie. De milieuvereisten van een vis gedurende zijn volledige ontwikkeling zijn bijgevolg gerelateerd aan zijn reproductiestijl en -behoeftes. Bovendien zijn juveniele vissen relatief eenvoudig te determineren en te tellen. Het bemonsteren van juveniele vissen is dus een compromis tussen de complexiteit en gevoeligheid van de vertebratenrespons op milieuveranderingen en de lange tijdsspanne nodig om een dergelijke respons bij adulte visindividuen te meten (Copp et al., 1991).

Wanneer bij gelegenheid adulte vissen bemonsterd worden, worden ze eveneens gedetermineerd, gemeten en gewogen.

3.1.2.1 Elektrisch vissen

De visgemeenschap ter hoogte van de verschillende habitats werd bemonsterd aan de hand van elektrische afvissingen.

Elektrisch vissen is een vangstmethode met een vrij lage visefficiëntie (Coeck, 1996). Om dit probleem te compenseren, werden 10 willekeurige punten bemonsterd per microhabitat. De gevangen adulte vissen worden op het veld gedetermineerd en gemeten. De juveniele vissen en de individuen waarbij het onderscheid adult/juveniel niet duidelijk waarneembaar was, worden verzameld en in het labo gedetermineerd en gemeten aan de hand van een stereomicroscoop. Voor de determinatie van de juveniele individuen wordt een determineersleutel voor juveniele vis gebruikt (Pinder, 2001). De elektrische afvissingen werden drie maal uitgevoerd tussen juni en september 2018 op het pand 140 van de Leie.

3.1.2.2 Fuikbevissingen

Ter hoogte van het pand 140 van de Leie werd op het einde van de bemonsteringscampagne (september 2018) een eenmalige schietfuikbevissing uitgevoerd om een schatting te maken van de aanwezige visgemeenschap. Schietfuiken bestaan uit cilindrische of kegelvormige zakken met een maaswijdte van 9-13 mm, die op ringen of hoepels bevestigd zijn en die volledig door een netstructuur omgeven zijn. Ze worden op de bodem geplaatst, parallel met de oever, en in ondiep water gebruikt (Nédélec & Prado, 1990).

3.1.2.3 Voor- en nadelen van de verschillende staalnametechnieken

Beide methoden bemonsteren zowel benthische als pelagische vissen. De beschreven staalnametechnieken bemonsteren wel verschillende levensstadia binnen het waterecosysteem. Elektrische bevissingen vangen vooral juveniele vissen, terwijl fuiken door hun relatief grote maaswijdte vooral adulte vissen vangen (1+ en ouder). Deze eigenschappen worden bevestigd door de gegevens die tijdens dit onderzoek verzameld werden (Tabel 1).

Tabel 1. Vangstgegevens van de elektrische bevissingen voor het pand 140 van de Leie over de volledige staalnameperiode.

Soort	**Elektrische bemonstering**		**Fuikvangst**	
	Adult	Juveniel	Adult	Juveniel
alver		1		
baars	68	145	12	19
bittervoorn		4		
blankvoorn	84	72	16	2
brasem	1			
driedoornige stekelbaars		2		
karper		1	1	2
kolblei		1		1
paling	20	10	23	
pos	1		3	1
rietvoorn	2	2		
riviergrondel	9	2	1	1
snoek	1			
snoekbaars	1	3	1	1
zeelt	1			
zwartbekgrondel	280	183	9	

De fuikbevissingen geven gelijkaardige resultaten als de elektrische bevissing. Bij de elektrische bevissingen verschillen de resultaten tussen de verschillende mesohabitats. Aangezien de elektrische bevissingen met behulp van een boot en een generator worden uitgevoerd, zorgen deze mogelijks voor afschrikking en verstoring van de aanwezige vissen: kleinere juveniele vissen zullen minder mobiel zijn en zich in grotere scholen voortbewegen dan grotere vissen en dus makkelijker gevangen worden, ondanks afschrikkingen. Ter hoogte van de betonoevers of breuksteen bedekt met asfaltmastiek kunnen vissen zich veel moeilijker verschuilen in de oever dan ter hoogte van habitattypes met meer schuilmogelijkheden. De elektrische bevissingstechniek laat echter toe om vissen die zich in de oever verschuilen ook te vangen. Hierdoor wordt het aantal aanwezige vissen bij elektrische bevissingen ter hoogte van de betonoevers en de oevers met asfaltmastiek mogelijk sterker onderschat dan ter hoogte van de andere mesohabitattypes, door naar de bodem te zakken en de het groter aantal vluchtroutes.

Bijgevolg kan vergelijking van de totale vangstgegevens met elektrische vangstgegevens een indicatie geven van de schuilmogelijkheden die een habitattype biedt. Wanneer ter hoogte van een bepaald habitattype de meest soorten enkel met fuiken worden gevangen, kan worden verondersteld dat dit habitattype weinig schuilmogelijkheden biedt. Dit veronderstelt dat alle bemonsterde soorten zowel elektrisch als met fuiken kunnen worden gevangen.

3.1.3 Criteria voor data-analyse

De visgemeenschap werd bemonsterd ter hoogte van verschillende mesohabitats. De toestand van deze gemeenschap kan aan de hand van een aantal criteria worden geëvalueerd. In deze studie worden vijf criteria gebruikt om de toestand van de waargenomen visgemeenschap te evalueren: soortenrijkdom, abundantie, dynamiek, functionele organisatie, lengteverdeling. Tot slot wordt ook de rol van de verschillende habitattypes als paai- en opgroeihabitat geanalyseerd.

3.1.3.1 Soortenrijkdom en abundantie

De soortenrijkdom wordt logischerwijze uitgedrukt door het aantal soorten van een gemeenschap en is positief gecorreleerd met de draagkracht en de natuurwaarde van een gemeenschap. Bij de evaluatie van de visgemeenschappen werd gebruik gemaakt van de waargenomen abundantie van de vissoorten. Aangezien enkel semi-kwantitatieve vangstmethodes werden toegepast in dit onderzoek, zijn de waargenomen abundanties dus strikt genomen eerder probabilistisch te interpreteren. De resultaten zijn bijgevolg eerder gebaseerd op de kans op een bepaalde abundantie ter hoogte van een bestudeerde habitat, dan op de absolute abundantie in deze habitat.

3.1.3.2 Dynamiek

De dynamiek beschrijft de verschuiving in diversiteit van een visgemeenschap. Algemeen wordt aangenomen dat visgemeenschappen evolueren langs een continuüm in de tijd, eerder dan te leiden tot een climaxgemeenschap. De visgemeenschap is continu in verandering door in- en uitstroom van individuen en populaties van verschillende soorten onder invloed van reproductie, mortaliteit en migratie. Elke bemonstering van de visgemeenschap is bijgevolg een momentopname van een continu evoluerend gebeuren, en vergelijking van opeenvolgende bemonsteringen kan inzicht verschaffen in de dynamiek van deze gemeenschap. Deze dynamiek wordt gedefinieerd als het aantal soorten dat gemiddeld significant dominant wordt binnen een gegeven habitat en een bepaald tijdsinterval. Hoe meer soorten de gemeenschap uitbreiden, per tijdseenheid en in verhouding tot het aantal reeds aanwezige soorten, hoe meer de oorspronkelijke visgemeenschap kan veranderen, en hoe dynamischer de gemeenschap dus kan zijn. Optimaal wordt een gemiddelde dynamiek nagestreefd, waarbij een evenwicht is tussen de aangroei (reproductie en immigratie) en de afname (mortaliteit en emigratie) van vispopulaties binnen een gemeenschap. Een extreem hoge of lage dynamiek wijst op een minder duurzame gemeenschap. Specifiek zal bij een hoge dynamiek de samenstelling van de visgemeenschap constant zeer sterk veranderen, waarbij nagenoeg geen enkele soort erin slaagt een duurzame populatie uit te bouwen. Bij een lage dynamiek zullen slechts een aantal soorten een stabiele populatie uitgebouwd hebben, en zal de instroom van nieuwe soorten nagenoeg nihil zijn. Deze situatie kan bijvoorbeeld voorkomen bij zeer sterk geïsoleerde gemeenschappen.

De dynamiek van een populatie kan gekwantificeerd worden aan de hand van de procentuele verandering van een gemeenschap (% verandering). Hierbij is dit percentage gedefinieerd als:

% verandering = 100 - % gelijkenis,

waarbij de procentuele gelijkenis van twee gemeenschappen (gescheiden in de tijd) berekend wordt op basis van de relatieve dominantie van een soort. Eerst wordt, op basis van een referentietijdstip, de procentuele verandering van de gemeenschap berekend voor de verschillende bemonsteringstijdstippen. Deze verandering wordt berekend door het aantal gewijzigde soorten (ten opzichte van maand 2) van een habitat in maand 1 te delen door het totaal aantal soorten van dit habitat in maand 1. Vervolgens wordt de veranderingsratio (Z_t) berekend als het gemiddelde van deze procentuele veranderingen.

Z_t= gemiddelde (% verandering)

In deze studie wordt de bemonstering van de maand juni de referentie en wordt de veranderingsratio berekend als het gemiddelde van de procentuele gemeenschapsverandering van de maanden juli en augustus.

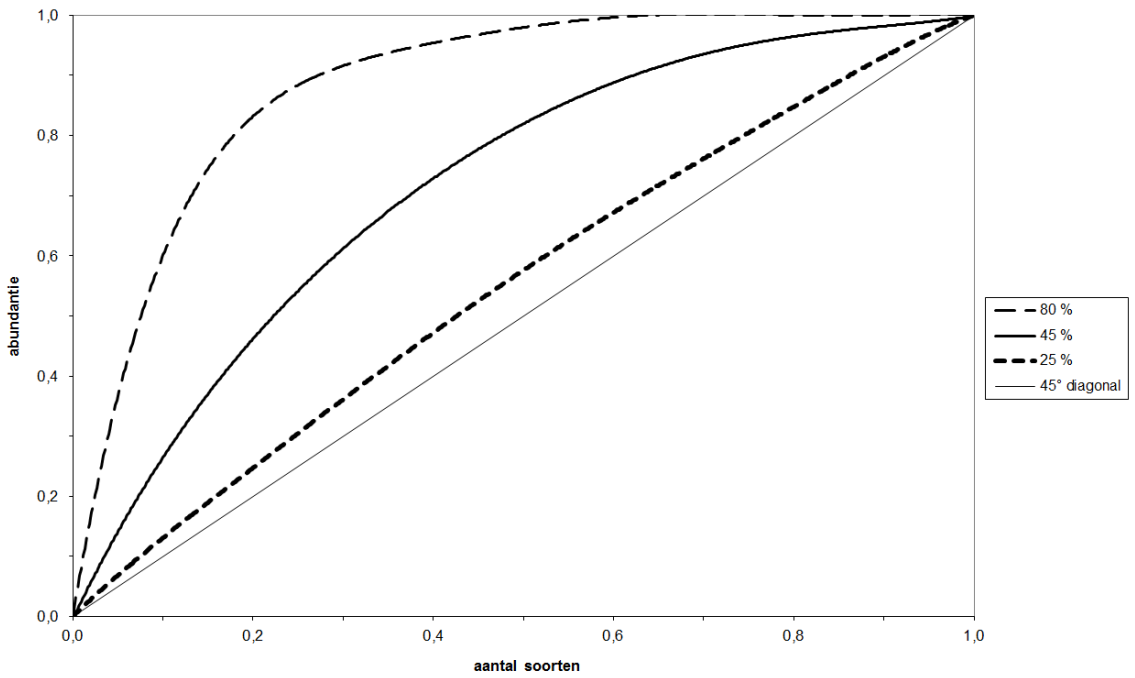
3.1.3.3 Functionele organisatie

De functionele organisatie (Fo) is een derde criterium om de toestand van een visgemeenschap te beoordelen. Deze organisatie wordt bepaald door de organismen die het best passen in de heersende interactiestructuur tussen organismen en hun omgeving. Hierdoor neigen deze organismen tot dominantie binnen de structuur van de visgemeenschap.

De functionele organisatie kan gekwantificeerd worden door de Shannon-Weaver entropie (Shannon & Weaver, 1963). Een andere methode kwantificeert de functionele organisatie op basis van Pareto-Lorenz (PL) curves, die de structuur van een visgemeenschap grafisch kunnen weergeven. Eerst worden de soorten gerangschikt volgens aflopende abundantie, vervolgens wordt het genormaliseerde cumulatief aantal soorten uitgezet in de X-as, en de overeenkomstige genormaliseerde cumulatieve abundantie op de Y-as. Hoe meer de PL curve afwijkt van de 45° diagonaal, hoe kleiner het evenwicht binnen de gemeenschap. Dit betekent dat een kleine fractie van de aanwezige soorten dominant aanwezig is. Dergelijke curves werden al gerelateerd aan de functionaliteit van microbiële gemeenschappen (Dejonghe et al., 2001; Mertens et al., 2005; Marzorati et al., 2008). Fernandez et al. (2000) concludeerden op basis van de studie van microbiële gemeenschappen dat stabiliteit van de functionaliteit niet noodzakelijk stabiliteit van de gemeenschap impliceert.

Het behoud van een bepaalde functionaliteit wordt volgens hen verzekerd door de flexibiliteit van de gemeenschap. Soorten die slechts in de minderheid zijn binnen een bepaalde gemeenschap, kunnen bijvoorbeeld dominant worden na een sterke verstoring en zo de functionaliteit van de gemeenschap garanderen. Dergelijk mechanisme van functionele redundantie (verschillende soorten die dezelfde functionaliteit kunnen vervullen wanneer nodig) verzekert een snel herstel van een stresssituatie (Fernandez et al., 2000). Bijgevolg kan de functionele organisatie (Fo) gedefinieerd worden als de mogelijkheid van de gemeenschap om zich te organiseren volgens een gepaste verdeling van dominante en veerkrachtige organismen. Dergelijke organisatie moet toelaten om snel te anticiperen op het effect van een plotse blootstelling aan stress.

Figuur 3 toont drie mogelijke PL curves: de 25%, 40% en 80% curve, waarbij deze percentages gebaseerd zijn op de projectie op de Y-as van de snijpunten met de 20% x-as lijn. De 25% PL curve stelt een gemeenschap voor met een sterk evenwicht. Dergelijke situatie kan wijzen op een gebrek aan selectiedruk en vertegenwoordigt een zwakkere interne structuur op vlak van soortendominantie. Aangezien geen soorten dominant aanwezig zijn, heeft de gemeenschap mogelijks een lange periode nodig om te herstellen van een plotse verstoring. Daarom wordt aangenomen dat deze gemeenschap een lage functionele organisatie heeft.



Figuur 3. Pareto-Lorenz curves van 3 hypothetische visgemeenschappen. De 25 %, 45 % en 80% curves weerspiegelen een gemeenschap met respectievelijk een lage, gemiddelde en hoge functionele organisatie. De 45° diagonaal geeft een gemeenschap weer in perfect evenwicht.

De 45% PL curve en het gebied er rond omvatten gemeenschappen met een lager evenwicht dan de vorige gemeenschap. De best aangepaste soorten zijn hier dominant terwijl de meerderheid (de overige 80% van de gemeenschap op de X-as) aanwezig is in lagere abundanties. Door de hoge abundantie van sommige soorten en de beschikbaarheid van vele andere kan de gemeenschap mogelijks veranderende omgevingscondities verwerken en haar functionaliteit behouden. Bijgevolg worden dergelijke gemeenschappen beschouwd als gebalanceerde gemeenschappen met een gemiddelde Fo. Dergelijke gemiddelde Fo wordt bijgevolg beschouwd als de optimale situatie.

De 80% PL curve geeft een gespecialiseerde gemeenschap weer waarbinnen een klein aantal soorten dominant is en alle andere slechts met lage abundanties aanwezig zijn, met een groot verschil tussen beide groepen. Dergelijke gemeenschap kan sterk functioneel georganiseerd zijn, maar is gevoelig aan externe veranderingen aangezien verstoring langere herstelperiodes kan vergen.

3.1.3.4 Lengteverdeling

Door de sterke relatie met de leeftijd kan de lengteverdeling van de gevangen vissoorten een indicatie geven van de kwaliteit van de bemonsterde populaties. Hierbij wordt verondersteld dat gezonde populaties bestaan uit individuen van alle lengteklassen binnen het lengtebereik voor een bepaalde soort. Analoog zullen minder gezonde populaties enkel individuen uit een beperkt aantal lengteklassen bevatten. Aangezien in dit onderzoek specifiek gefocust werd op juvenielen, kan bijgevolg enkel een uitspraak worden gedaan over de juveniele populaties. Bovendien kunnen enkel populaties worden vergeleken waarvoor de vangstefficiëntie vergelijkbaar is. Om dergelijke artefacten in de gegevens te vermijden, werd in dit luik enkel de gemiddelde lengtescore per oevertype (voor alle waargenomen soorten) berekend.

Om de lengteverdeling van de gevangen vissoorten te kwantificeren, werd per oevertype, maand en soort het lengteverschil tussen het kleinste en de grootste juveniele individu gemeten. Vervolgens werd dit lengtebereik (LB) vergeleken met het lengtebereik van deze soort over het hele staalnamegebied en tijdens de volledige staalnameperiode (LB_{tot}). Hoe hoger de verhouding tussen beide bereiken (de bereikscore Bs), hoe groter de kans dat een gezonde juveniele populatie aanwezig is ter hoogte van het bemonsterde oevertype.

De bereikscore Bs geeft echter geen informatie over de verdeling van de gevangen individuen over de verschillende lengteklassen binnen het bereik. Wanneer bijvoorbeeld enkel een zeer kleine en een zeer grote vis gevangen worden, zal een hoge Bs worden toegekend aan de populatie van deze soort, terwijl eigenlijk slechts twee lengteklassen voorkomen. De bemonsterde populatie kan dus niet als gezond beschouwd worden aangezien niet alle leeftijdsklassen vertegenwoordigd zijn. Deze situatie kan veroorzaakt worden door chemische waterkwaliteitsdaling of habitatverlies, maar grote individuen kunnen ook kunstmatig in de waterloop voorkomen als gevolg van uitzettingen. Daarom wordt de lengtespreiding van de waargenomen individuen over de verschillende leeftijds-/lengteklassen ook in rekening gebracht bij het beoordelen van de lengteverdeling. De spreidingsscore Ss geeft het percentage van de lengteklassen weer die waargenomen worden ter hoogte van een bepaald habitattype. In dit rapport werden voor elke soort 4 uniforme lengteklassen gedefinieerd op basis van het kleinste en het grootste waargenomen juveniele individu. Wanneer ter hoogte van een bepaald habitat individuen uit 3 lengteklassen worden gevangen, scoort dit habitat een Ss van 3/4 = 0,75.

Uiteindelijk wordt de finale lengtescore Ls berekend als het product van Bs en Ss. Bijgevolg worden enkel populaties met een hoge Bs en een hoge Ss als gezond beschouwd. Voor de analyse van de lengteverdeling kunnen alle staalnames afzonderlijk worden beschouwd, of kunnen de verschillende bemonsteringen per locatie gegroepeerd worden om het maandeffect uit te sluiten.

3.1.3.5 Rol van de verschillende meso- en microhabitattypes als paai- en opgroeihabitat

Om de paaihabitat van de vispopulaties in het pand 140 te lokaliseren, werd per soort het habitatgebruik geanalyseerd van de juvenielen. Om de paaihabitats met 100% zekerheid te lokaliseren, zouden eigenlijk eieren of larven moeten bemonsterd worden. Aangezien deze aanpak praktisch moeilijk haalbaar is, werd het paaihabitat in dit onderzoek gelokaliseerd op basis van de aanwezigheid van de jongste juvenielen, die maximaal 5% van het totaal lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte. Deze methode veronderstelt dat de jongste juvenielen slechts over een beperkte afstand migreren in de eerste dagen na hun geboorte. Totale abundanties kunnen ook een vertekend beeld geven van de rol van het mesohabitattype als paaihabitat. Specifiek kan bijvoorbeeld een school van 100 juvenielen gevangen worden in een paaiplaats en kunnen 4 juvenielen waargenomen worden ter hoogte van 4 verschillende verticaal verstevigde oevers, wat onterecht zou aangeven dat paaiplaatsen meer gebruikt worden als paaihabitat dan verticaal verstevigde oevers.

Om de opgroeihabitat van de vispopulaties in de kanalen te lokaliseren, werd per soort het habitatgebruik geanalyseerd van de juvenielen die minimaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte.

3.1.4 Statistische verwerking van de gegevens

Voor de statistische analysen werden parametrische testen gebruikt indien de set van gegevens overeenkomt met een normaalverdeling. Waar dit niet het geval is werden niet parametrische statistische testen gebruikt. Deze testen bieden een conservatieve doch robuuste methode voor het bepalen van de significantie van de resultaten. Ze worden niet beïnvloed door extremen in de gegevens en ze veronderstellen niet dat de gegevens een specifieke probabiliteitsdistributie volgen (Potuin & Rolff, 1993).

Verschillende variabelen werden vooraf getest op een normale verdeling door de Shapiro-Wilkinson test ($p<0,01$).

Om significante verschillen ($p<0,05$) aan te tonen tussen groepen van opnames dienen naargelang de verdeling van de parameters andere statistische methodes te worden aangewend. Wanneer een variabele geen normale verdeling bezit werd een Mann-Whitney U test toegepast. Bij een normale verdeling werd een t-test uitgevoerd.

Correlaties tussen verschillende variabelen werden berekend door de Spearman correlatie coëfficiënt ($p<0,01$).

De vispopulaties op verschillende tijdstippen in het jaar werden onderling vergeleken met als responsvariabele het meso- of microhabitat. Deze statistische analyse is verricht via R (R Core Team 2018) waarbij gebruik is gemaakt van het nlme pakket (Pinheiro et al., 2011).

3.2 LITERATUURSTUDIE: VISINDEX EN VISBESTAND LEIE

In de periode 2003/2018 werden verschillende metingen uitgevoerd, waarbij de metingen tussen 2003 en 2017 deel uitmaken van een monitoringsstudie (http:\\www.vis.inbo.be). Wat betreft de ecologische toestand kan men concluderen dat er over de jaren heen een lichte verbetering optreedt van de visindex. Voor de punten C en D uit zich dit in een overgang van een ontoereikende naar een matige beoordeling van EQR (Tabel 2). Ondanks dat de zuurstofconcentraties meestal hoger zijn dan de basiskwaliteitsnorm van 5 mg/l, werden sporadisch, meestal in de zomer, lagere waarden opgemeten. Bovendien werd de waterkwaliteit ook beïnvloed door de kwaliteit van de zijbeken, waaronder de Aalbeek, waarvan de waarden in sommige perioden, minder dan 3 mg/l bedroegen. Ook voor de Zoubeek bedroegen de waarden tussen juni en september minder dan 4 mg/l (http:\\www.vmm.be). Tijdelijke zuurstoftekorten kunnen zorgen voor massale sterfte van het aanwezige visbestand. Er moeten dus aanhoudende inspanningen geleverd worden om de waterkwaliteit te verbeteren.

Tabel 2. Beoordeling van de ecologische kwaliteitsratio voor een aantal locaties langs de Leie.

Locatie	Jaar	EQR	Beoordeling
A	2007	0,48	matig
A	2010	0,4	ontoereikend
B	2003	0,33	ontoereikend
B	2007	0,38	ontoereikend
B	2010	0,38	ontoereikend
C	2007	0,53	matig
C	2010	0,4	ontoereikend
D	2017	0,43	matig

Bij de monitoring van het visbestand van de Leie in 2003 werd vastgesteld dat in de zone Kortrijk-Deinze op zes locaties, de vangsten het kleinst waren in vergelijking met de rest van de Leie. Sinds 2007 was dit onderscheid in verschillende zones minder duidelijk. Blankvoorn was uitgesproken de meest dominante soort. De verbetering van de ecologische toestand tussen 2003 en 2010, was weerspiegeld in het grotere aantal vangsten en dit ondanks een kleinere vangstinspanning. Het waren vooral de soorten blankvoorn, kolblei en rietvoorn die verantwoordelijk waren voor de grotere vangsten. Van blankvoorn en kolblei waren de vangsten in 2007 ongeveer verdubbeld, voor rietvoorn verviervoudigd. Andere soorten waarvoor de vangsten waren toegenomen waren baars en giebel. De verdubbeling van biomassa was te wijten aan de hoeveelheden gevangen kolblei, rietvoorn en paling. De vangsten geven aan dat rietvoorn de dominante soort is en de vangsten van paling en riviergrondel zijn toegenomen (Van Thuyne & Breine, 2011). De vangsten in het kader van deze studie tonen aan dat blankvoorn opnieuw de dominante soort is. Ondanks een intensievere bemonsteringscampagne in 2018 met 10 trajecten met stortkuil en 20 oeverzonetrajecten met elektrische bevissing, werden slechts 8 soorten gevangen (Mies, 2019). In het licht van de bevissingen (16 soorten) uitgevoerd in het kader van deze studie blijkt dit een onderschatting te zijn van de aanwezige soortendiversiteit (Tabel 3).

Tabel 3. Waarnemingen gedurende de periode 2003/2018.

Soort	Locatie	2003	2007	2010	2017	2018
alver	D				x	
baars	A		x	x		x
	B	x	x	x		x
	C		x	x		x
	D				x	
	h					x
	e					x
	f					x
	g					x
bittervoorn	D				x	
blankvoorn	A		x	x		x
	B	x	x	x		x
	C		x	x		x
	D				x	
	h					x
	e					x
	f					x
	g					x
blauwbandgrondel	B	x		x		
	C		x			
brasem	A					x
	B					x
	C	x	x	x		
driedoornige stekelbaars	A		x	x		x
	B	x	x	x		
	D				x	
giebel	B	x	x	x		
	C	x	x	x		
karper	A			x		
	C		x			
kolblei	C	x	x	x		
	D				x	
paling	A		x	x		
	B	x	x	x		
	C	x	x	x		
	D				x	
	h					x
	f					x
pos	A					x
	C			x		x
	D				x	

Soort	Locatie	2003	2007	2010	2017	2018
rietvoorn	A		x			
	B		x	x		
	C	x	x	x		
	D				x	
riviergrondel	B			x		
	C		x	x		
	D				x	
snoek	B		x			
snoekbaars	A			x		x
	C	x	x	x		x
	D				x	
	e					x
tiendoornige stekelbaars	B		x			
vetje	B	x				
winde	C		x			
	h					x
zeelt	C		x			
zwartbekgrondel	B					x
	C					x
	D				x	
	h					x
	e					x
	f					x
	g					x
aantal soorten		**11**	**15**	**13**	**12**	**8**

3.3 RESULTATEN

Tijdens de staalnameperiode werden 16 vissoorten waargenomen in de Leie op het pand 140. Er werd een Rode-Lijst soort (Verreycken et al., 2014) waargenomen: paling (ernstig bedreigd). Bittervoorn is de enige soort die onder de conventie van Bern valt (Bijlage III) en is bovendien ook opgenomen in de Habitatrichtlijn (Bijlage II).

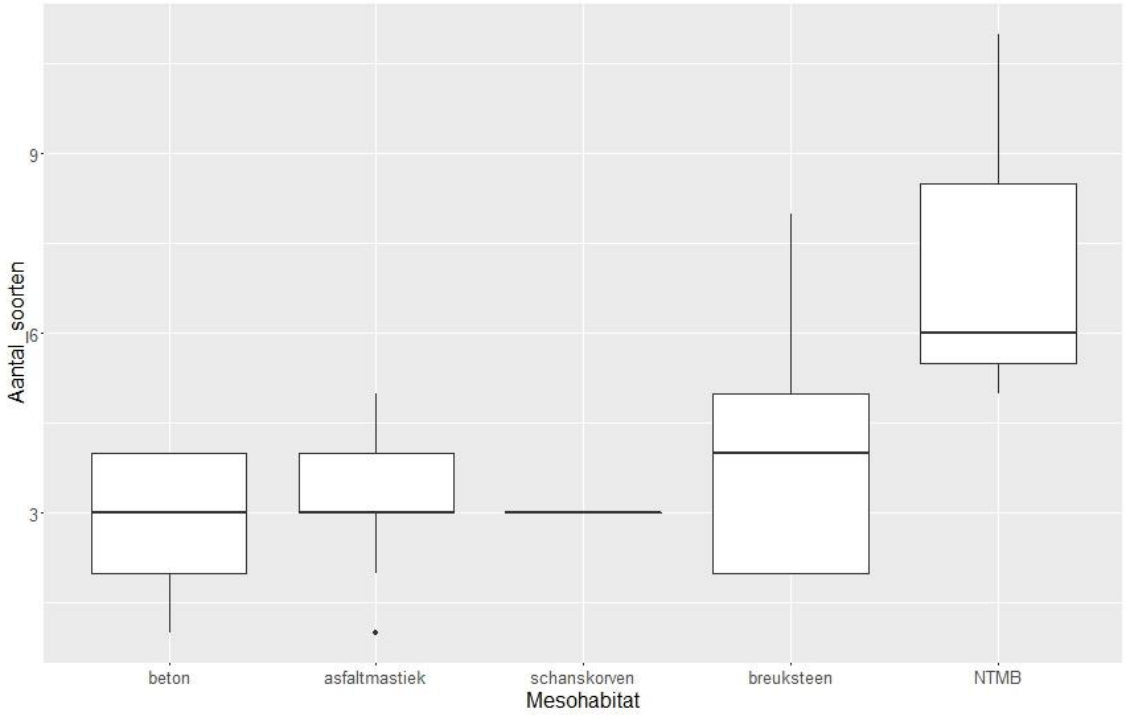
Voor brasem, snoek en zeelt werden geen 0+ juvenielen aangetroffen. Tenzij expliciet vermeld zijn de analysen gebeurd op basis van de waargenomen juveniele vissen.

3.3.1 Soortenrijkdom

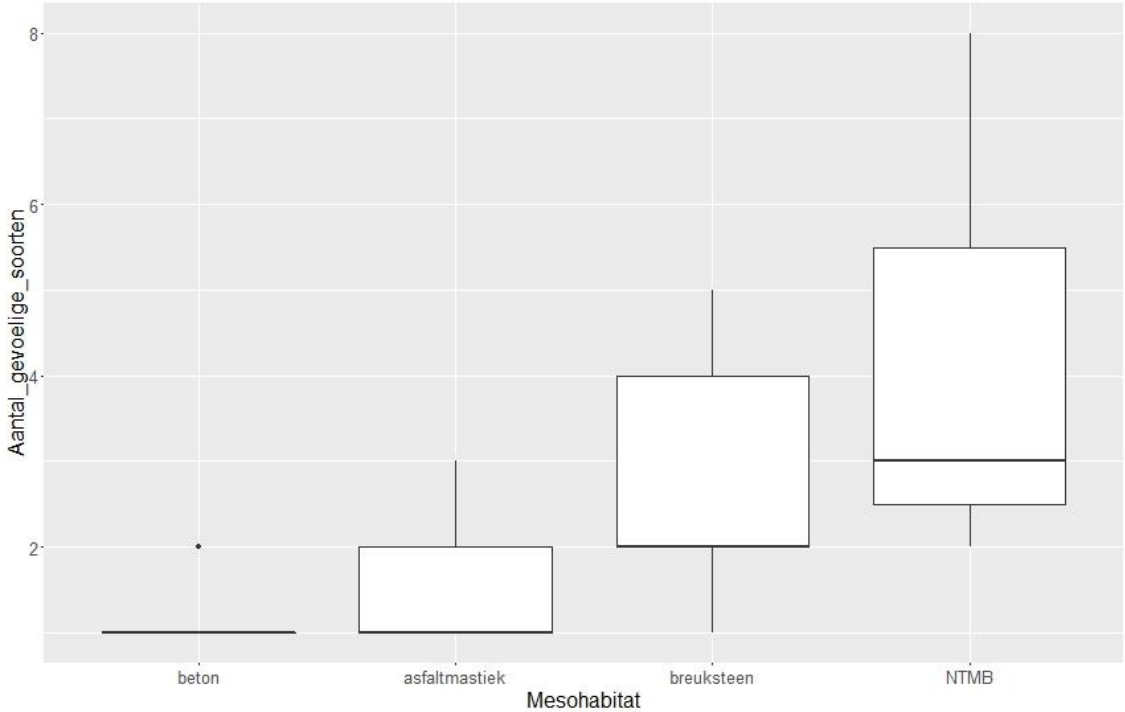
3.3.1.1 Soortenrijkdom in functie van de mesohabitat

De dominante habitat over een traject van 100 m wordt als mesohabitat beschouwd. Er werd een onderscheid gemaakt tussen beton, stortsteen bedekt met asfaltmastiek, schanskorven, breuksteen en NTMB-oevers (Figuur 4).

Dezelfde analyse werd uitgevoerd op niveau van de gevoelige soorten, de soorten die hogere habitateisen stellen. Enkel de soorten die op minder dan 80% van de staalnamelocaties voorkwamen, werden voor de analyse weerhouden. Heel algemene soorten zoals baars, blankvoorn en zwartbekgrondel werden niet weerhouden omdat ze zeer lage habitateisen stellen. Bijgevolg geven deze soorten weinig informatie over de invloed van de mesohabitat. Voornamelijk NTMB en breuksteen bezitten het grootst aantal gevoelige soorten (Figuur 5).

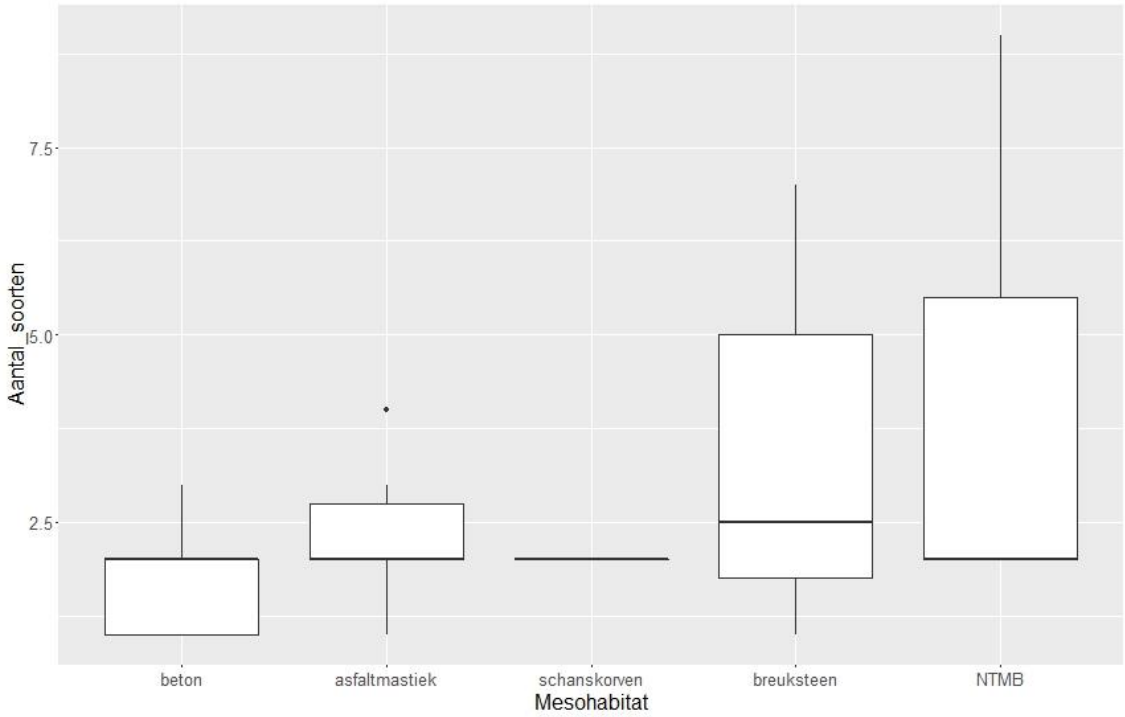


Figuur 4. Boxplot van het aantal soorten van de totale populatie in functie van de mesohabitat voor de volledige staalnameperiode (mediaan, percentielen en minimum- en maximumwaarden) ($p < 0.05$).

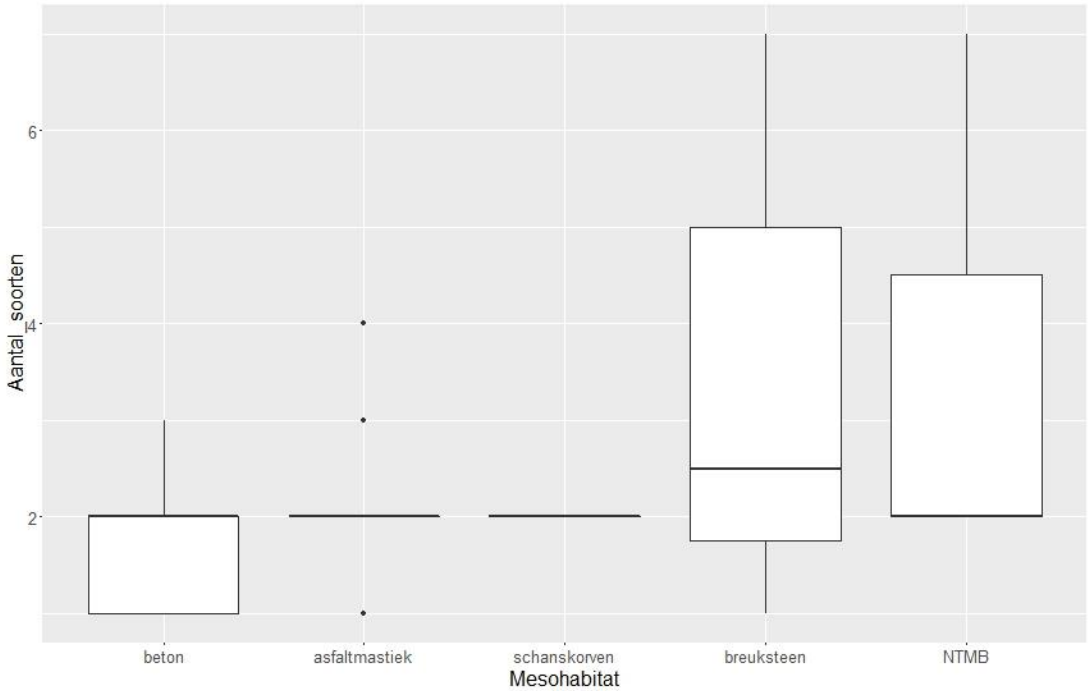


Figuur 5. Boxplots van het aantal gevoelige soorten van de totale populatie per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode (mediaan, percentielen en minimum- en maximumwaarden) (p= n.s.).

Wanneer enkel de juvenielenpopulatie beschouwd wordt, verschilt de gemiddelde soortenrijkdom niet significant tussen de verschillende oevertypes over de totale staalnameperiode, of het nu een volledige bevissing betreft (Figuur 6) of enkel een elektrische bevissing (Figuur 7).

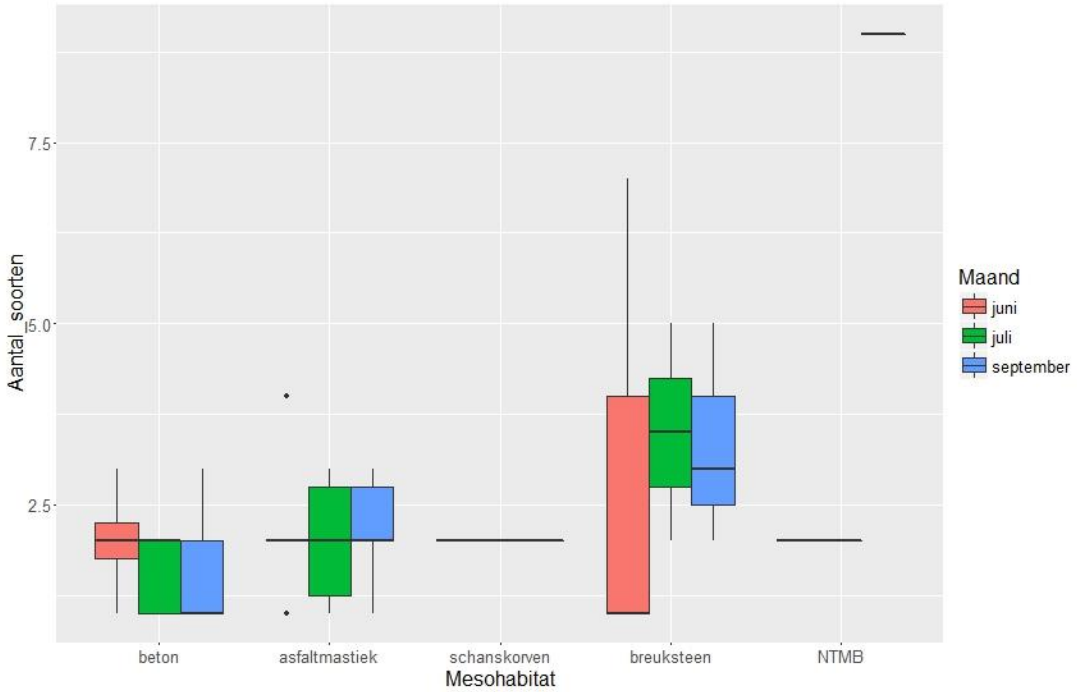


Figuur 6. Boxplots van het aantal juveniele soorten per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode (mediaan, percentielen en minimum- en maximumwaarden) (p= n.s.).



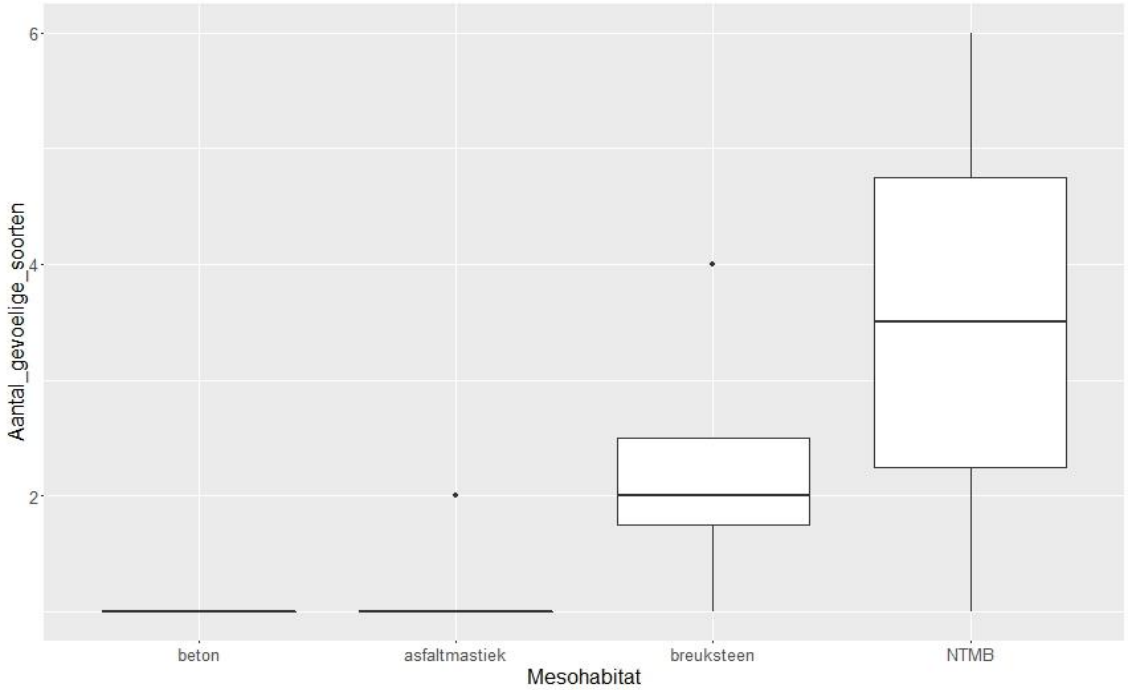
Figuur 7. Boxplots van het aantal juveniele soorten per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode enkel voor de elektrisch gevangen soorten (mediaan, percentielen en minimum- en maximumwaarden).

Wanneer de gegevens uitgetekend worden volgens de maand waarin de bevissingen gebeurden, waren de verschillen het grootst in de maanden juli en september tussen de verschillende mesohabitats. Vooral de NTMB-oevers tekenden grote verschillen op in de maand september (Figuur 8).



Figuur 8. Boxplots van het aantal soorten die per maand bevist werden ter hoogte van de mesohabitats (mediaan, percentielen en minimum- en maximumwaarden).

Bij een analyse met enkel de gevoelige soorten, is het aantal gevoelige soorten het grootst ter hoogte van de breuksteen en NTMB-oevers, net als bij de totale populatie (Figuur 9).

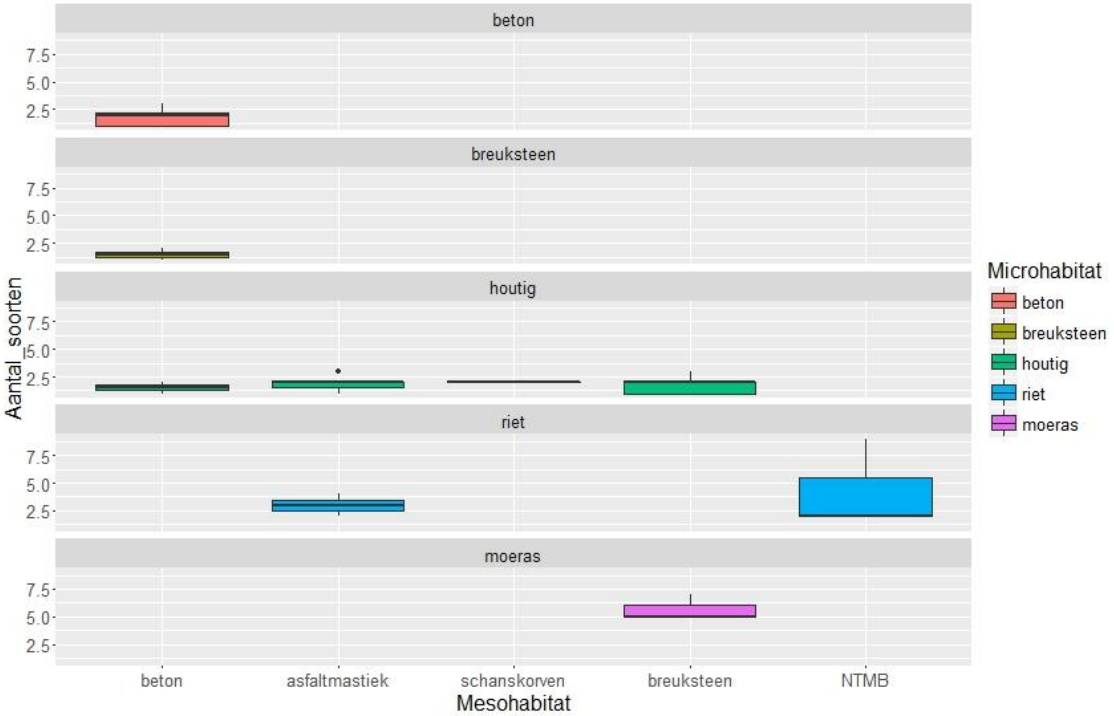


Figuur 9. Boxplots van het aantal gevoelige soorten in functie van de mesohabitat (mediaan, percentielen en minimum- en maximumwaarden) ($p<0.05$).

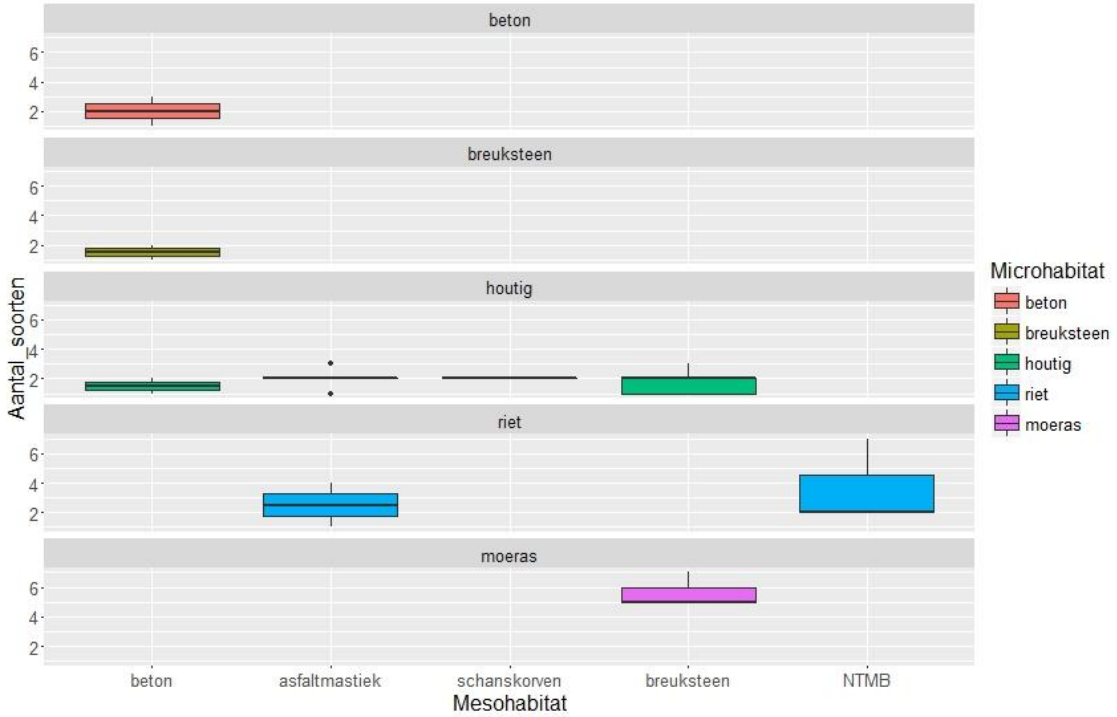
3.3.1.2 Soortenrijkdom in functie van het microhabitat

Onderstaande analysen gebeurden op basis van alle juveniele soorten die in het pand 140 van de Leie werden aangetroffen.

Houtige microhabitats komen in bijna alle mesohabitats voor. Rietmicrohabitats komen enkel voor ter hoogte van het asfaltmastiek en de NTMB-oevers. In dit laatste geval vertonen ze wel een groter soortenaantal. De moerasmicrohabitats komen enkel voor ter hoogte van de breuksteenmesohabitats maar vertonen significant meer soorten dan alle andere microhabitats (Figuur 10). Er zijn amper verschillen op te tekenen voor de elektrisch gevangen soorten (Figuur 11).



Figuur 10. Boxplots van de soortenrijkdom per micro- en mesohabitattype voor fuiken en elektrische bevissing.



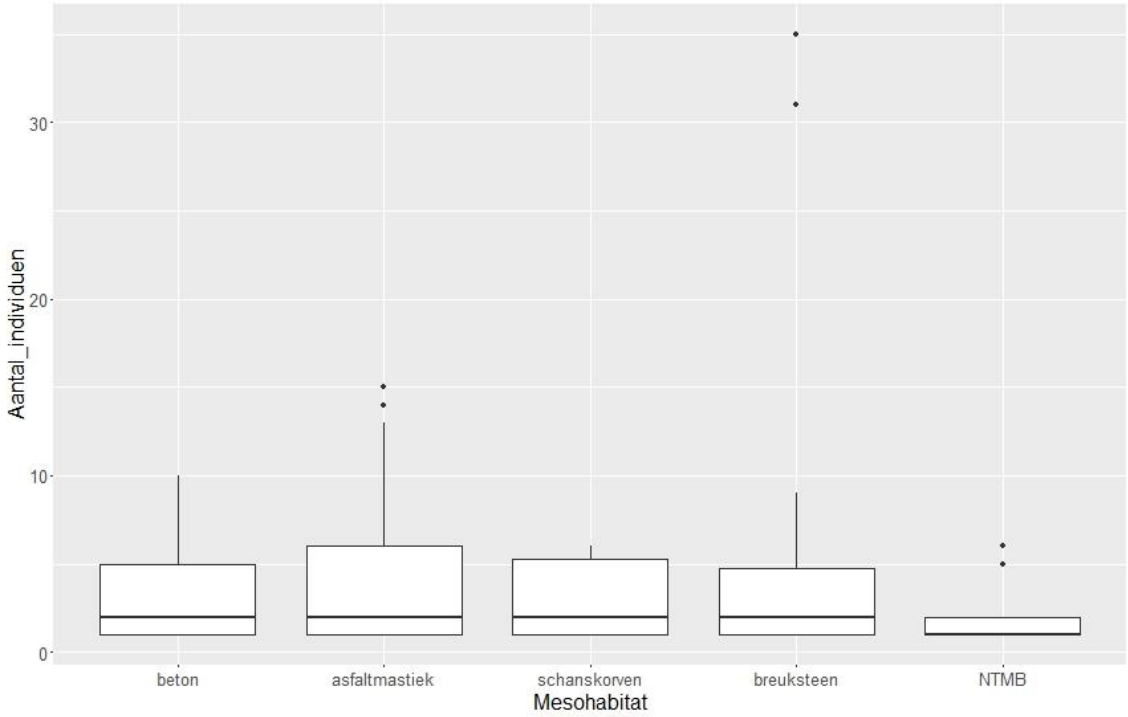
Figuur 11. Boxplots van de soortenrijkdom per micro- en mesohabitattype voor de elektrisch gevangen soorten.

3.3.2 Abundantie

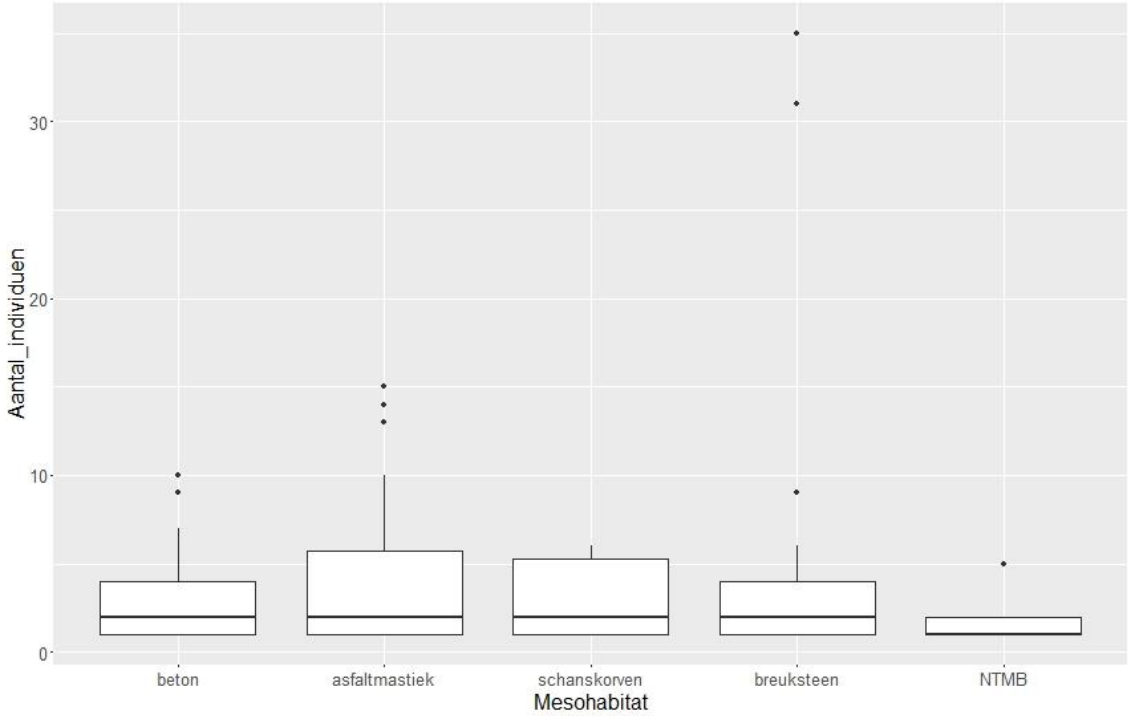
3.3.2.1 Abundantie in functie van de mesohabitat

De abundantie (aantal individuen) per mesohabitattype werd voor alle waargenomen soorten op dezelfde manier geanalyseerd als de soortenrijkdom. De verschillen tussen de mesohabitats zijn niet significant verschillend (Figuur 12).

Een vergelijking tussen de abundanties voor alle gevangen vissen en de abundanties van de vissen die via elektrische bevissing bemonsterd werden, geeft aan dat beide amper verschillen. Het aantal vissen dat via fuiken werd bemonsterd is niet toonaangevend in de resultaten (Figuur 13).



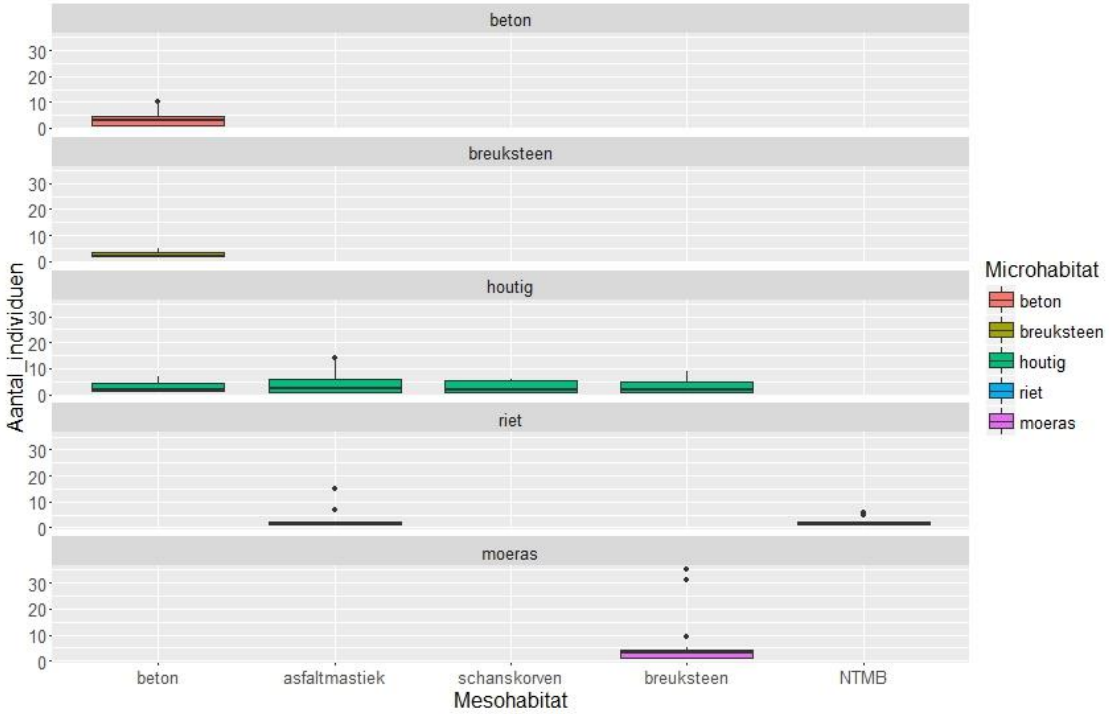
Figuur 12. Boxplots van de abundantie per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode.



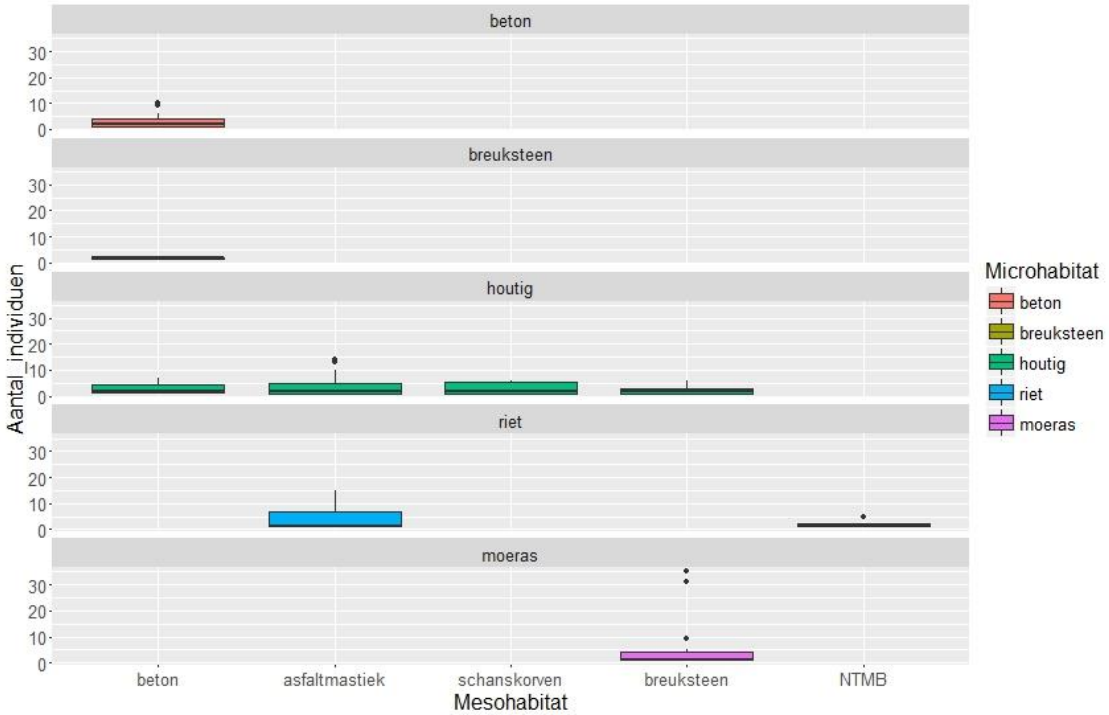
Figuur 13. Boxplots van de abundantie per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode enkel voor elektrische bevissing.

3.3.2.2 Abundantie in functie van de microhabitat

Voor de microhabitats kunnen identieke conclusies getrokken worden als voor de soortenrijkdom binnen de mesohabitats. Er werden geen significante verschillen vastgesteld , noch voor de totaliteit van de bemonsteringen (Figuur 14), noch voor de individuen die enkel elektrisch gevangen werden (Figuur 15).



Figuur 14. Boxplots van de abundantie per microhabitat voor de volledige staalnameperiode.

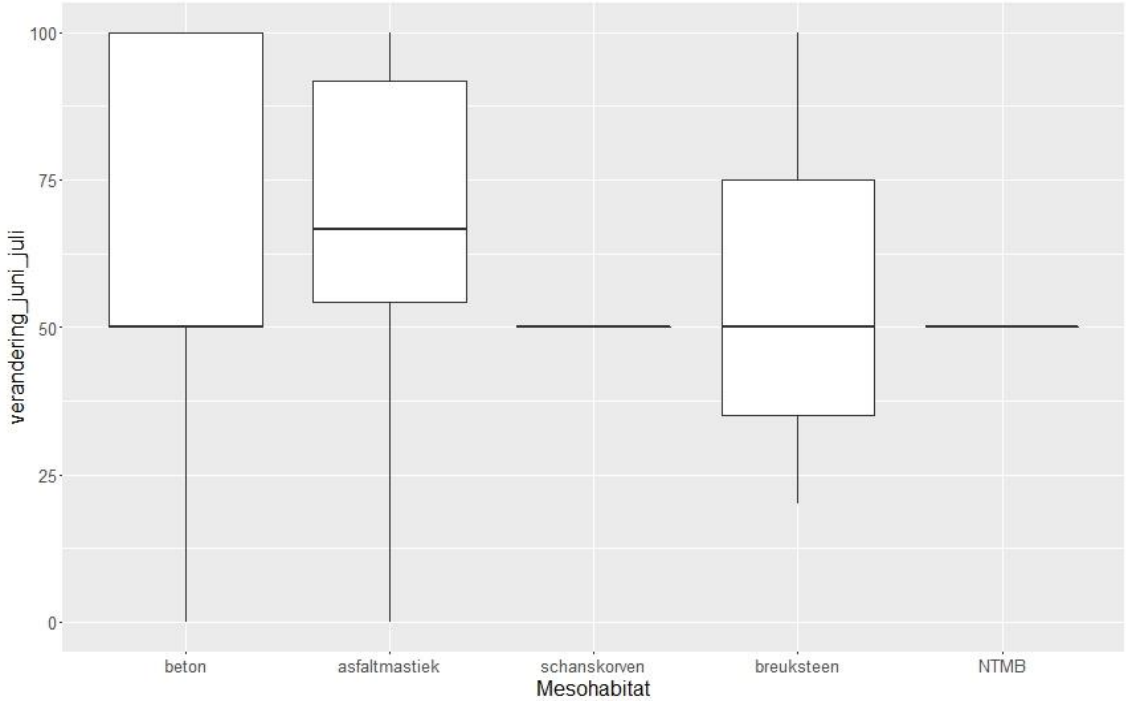


Figuur 15. Boxplots van de abundantie per microhabitat via elektrische bevissing.

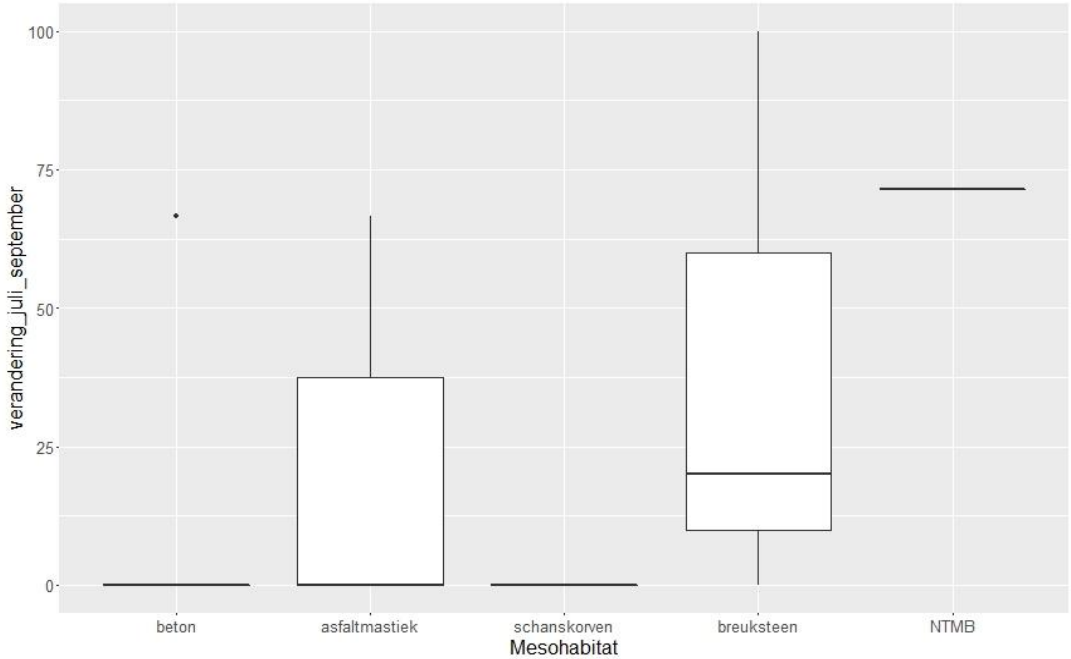
3.3.3 Dynamiek

3.3.3.1 Dynamiek per mesohabitattype

Tussen juni en juli is er in alle mesohabitats een gemiddelde dynamiek (Figuur 16). Tussen juli en september heerst er in betonstructuren, asfaltmastiek en schanskorven een lage dynamiek, wat op onstabiele populaties duidt. Een hogere dynamiek werd waargenomen voor breuksteen en NTMB (Figuur 17).



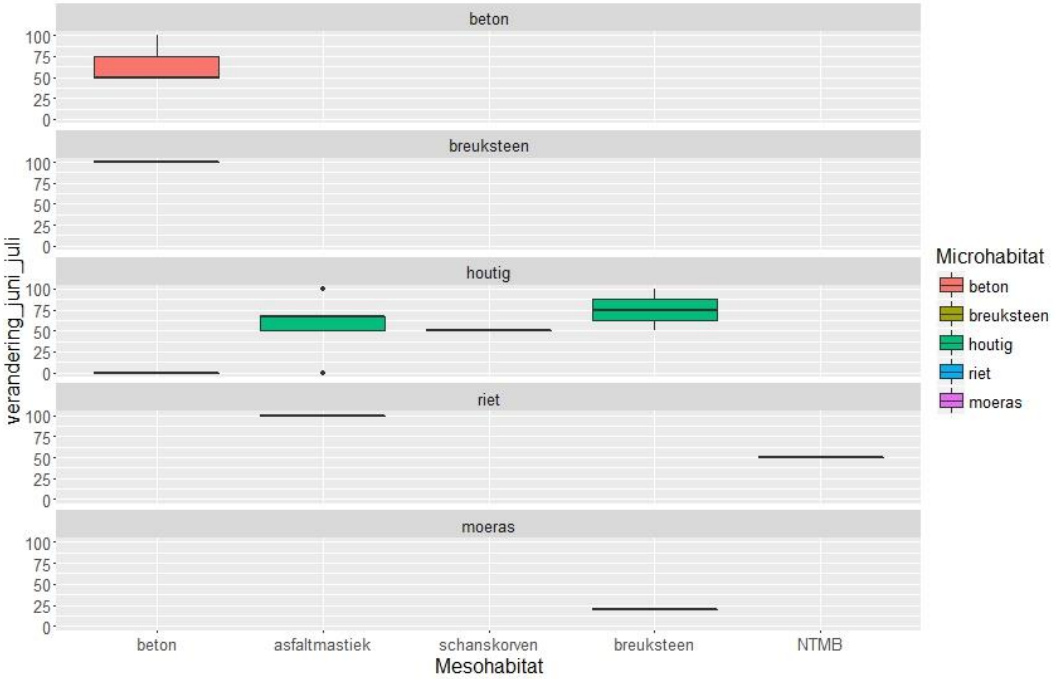
Figuur 16. Boxplots van dynamiek per mesohabitattype voor elektrisch gevangen vissoorten voor de periode juni-juli (% verandering).



Figuur 17. Boxplots van dynamiek per mesohabitattype voor elektrisch gevangen vissoorten voor de periode juli-september.

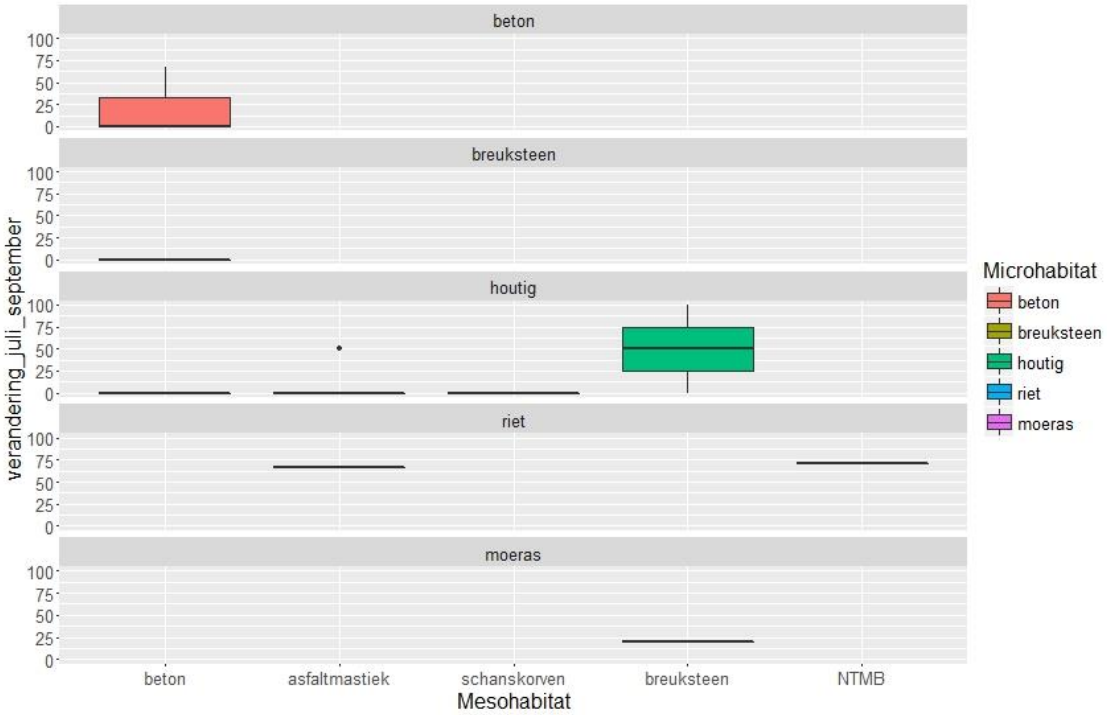
2.2.3.2 Dynamiek per microhabitattype

In de periode juni-juli, treft men onstabiele populaties aan ter hoogte van breuksteen, het riet ter hoogte van de asfaltmastiek (hoge dynamiek), breuksteen en het houtig microhabitat ter hoogte van beton (lage dynamiek). De houtige microhabitats ter hoogte van de asfaltmastiek, schanskorven en breuksteen vertonen een matige dynamiek (Figuur 18).



Figuur 18. Boxplots dynamiek per meso- en microhabitattype voor elektrisch gevangen vissoorten voor de periode juni-juli.

De matige dynamiek van het houtig microhabitat ter hoogte van de breuksteen blijft behouden in de periode juli-september. Alle andere microhabitats in deze periode worden gekenmerkt door onstabiele populaties met een hoge (riet) of een lage dynamiek (beton, breuksteen, moeras en houtige microhabitats ter hoogte van beton, breuksteen en schanskorven) (Figuur 19).



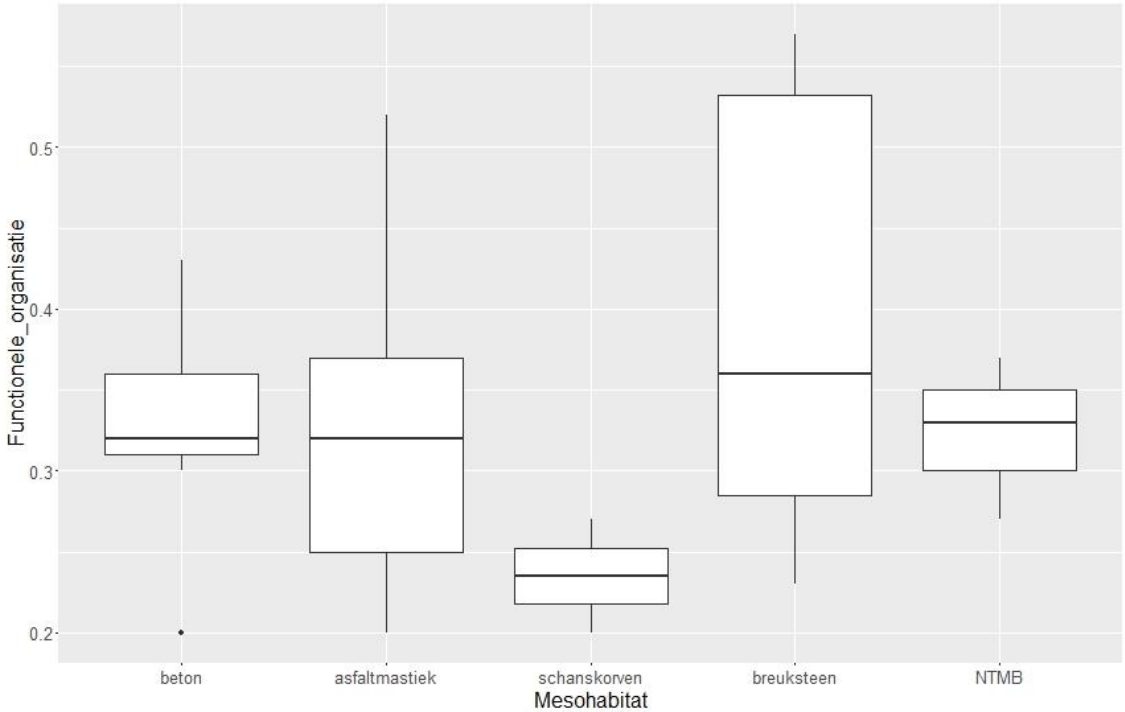
Figuur 19. Boxplots dynamiek per meso- en microhabitattype voor elektrisch gevangen vissoorten voor de periode juli-september (% verandering).

3.3.4 Functionele organisatie

3.3.4.1 Functionele organisatie per mesohabitattype

De functionele organisatie per mesohabitatype werd gekwantificeerd op basis van de Pareto-Lorenzcurves voor juveniele vissen.

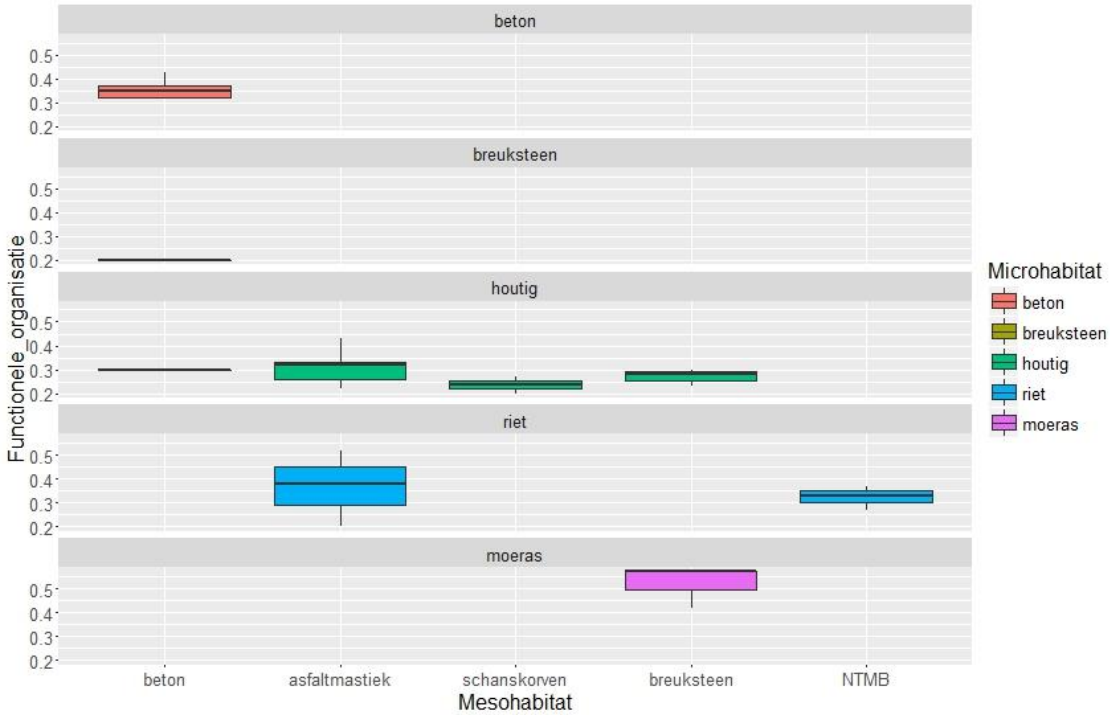
Door de lage soortendiversiteit konden slechts voor een beperkt aantal locaties, Lorenz-Paretocurven berekend worden. De resultaten zijn dus louter indicatief en konden statistisch niet aangetoond worden. De boxplots geven voor breuksteen een gemiddelde functionele organisatie wat een gebalanceerde visgemeenschap aangeeft, terwijl een lagere functionele organisatie berekend werd voor NTMB, asfaltmastiek, beton en in het bijzonder voor schanskorven, waarbij geen soorten dominant aanwezig zijn (Figuur 20). Een gebalanceerde gemeenschap vertaalt zich in een gemeenschap waarbij sommige soorten domineren en relatief veel andere soorten aanwezig zijn. Een lage functionele organisatie kan wijzen op een gebrek aan selectiedruk en een zwakkere interne structuur op vlak van soortendominantie. Aangezien geen soorten dominant aanwezig zijn, heeft de gemeenschap mogelijk een langere periode nodig om te herstellen.



Figuur 20. Boxplots van de functionele organisatie per mesohabitattype.

3.3.4.2 Functionele organisatie per microhabitattype

De grootste functionele organisatie is terug te vinden bij moerasvegetaties. De laagste functionele organisatie treft men aan bij breuksteen en bij de houtige microhabitats ter hoogte van de schanskorven (Figuur 21).

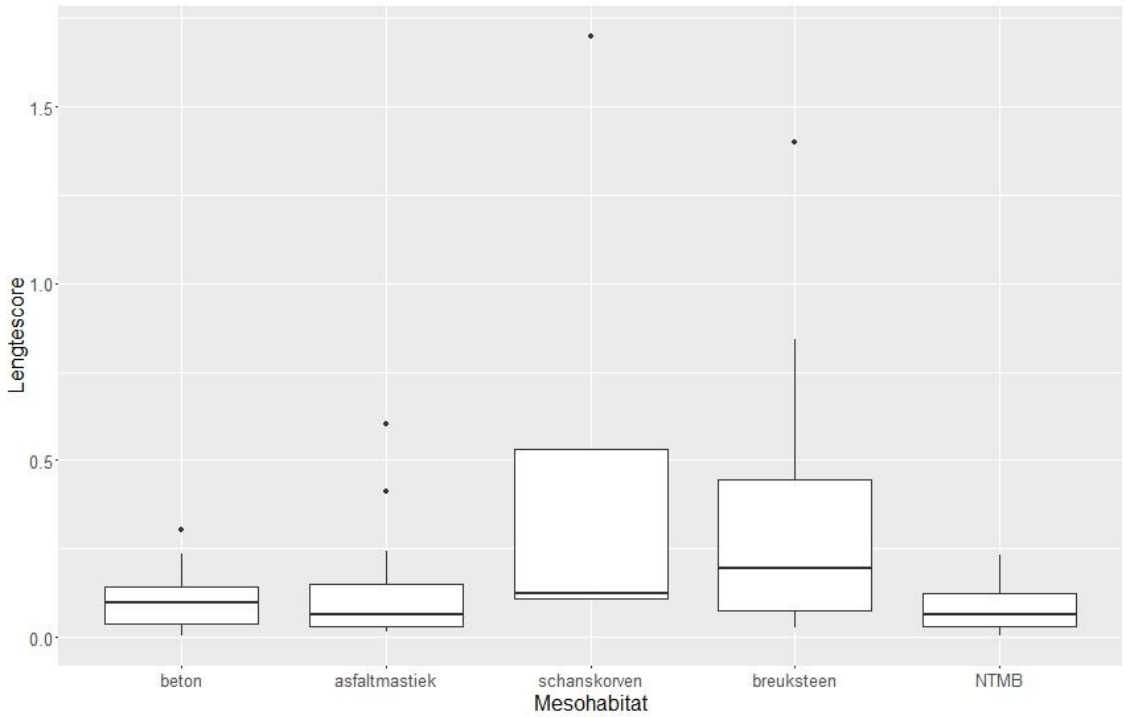


Figuur 21. Boxplots van functionele organisatie per microhabitattype.

3.3.5 Lengteverdeling

3.3.5.1 Lengteverdeling per mesohabitattype

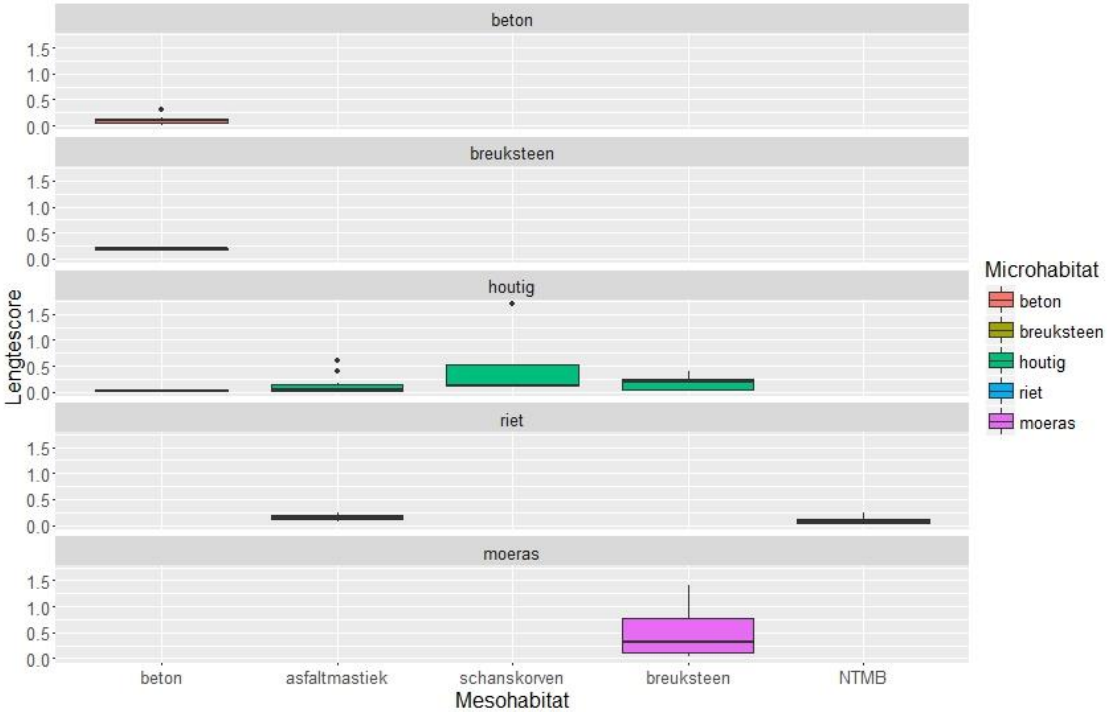
De boxplots geven aan dat de populaties ter hoogte van de breuksteen, gevolgd door de populaties ter hoogte van schanskorven de hoogste lengtescore bezitten van alle mesohabitats. De lengtescore is het product van de bereikscore en de spreidingssore. De verschillende lengteklassen van de juveniele populatie worden dus het best vertegenwoordigd binnen dit type oevers (Figuur 22).



Figuur 22. Boxplots van lengtescore per mesohabitattype.

3.3.5.2 Lengteverdeling per microhabitattype

De lengteverdeling ter hoogte van de mesohabitats wordt weerspiegeld in de scores van de microhabitats. De hoogste scores komen voor bij de moerasvegetaties en de houtige vegetaties ter hoogte van de schanskorven. Moerasvegetaties komen enkel ter hoogte van de breukstenen voor en bezitten de hoogste scores van alle microhabitats (Figuur 23).



Figuur 23. Boxplots van lengtescore per microhabitattype.

3.3.6 Rol van het habitattype als paai- en opgroeihabitat

3.3.6.1 Mesohabitat

Bijna alle soorten prefereren het gebruik van de NTMB-oevers en breuksteen als paaihabitat. Baars heeft geen preferentie en komt in alle mesohabitats voor in min of meer gelijke aantalsverhoudingen. Ook blankvoorn komt als juvenielen vrijwel in alle mesohabitats voor met uitzondering van de NTMB. Mogelijk is dit het gevolg van de ondervertegenwoordiging van NTMB-oevers. Alle andere soorten komen uitsluitend in een van de mesohabitats voor: bittervoorn, kolblei en riviergrondel in NTMB, driedoornige stekelbaars, karper, snoekbaars en zwartbekgrondel in breuksteen, rietvoorn ter hoogte van asfaltmastiek (Tabel 4).

Tabel 4. Habitatgebruik van de juvenielen (%) ter hoogte van de mesohabitat die maximaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op aan- en afwezigheid. De waarden werden gestandaardiseerd in functie van de vangstinspanning.

Soort	**Mesohabitattype**				
	Beton	Asfaltmastiek	Schanskorven	Breuksteen	NTMB
baars	16	13	27	17	27
bittervoorn					100
blankvoorn	22	30	36	12	
driedoornige stekelbaars				100	
karper				100	
kolblei					100
rietvoorn		100			
riviergrondel					100
snoekbaars				100	
zwartbekgrondel				100	

Op basis van Tabel 3 kan afgeleid worden hoeveel soorten een bepaald mesohabitatype als paaiplaats selecteren (Tabel 5). Breuksteen en NTMB-oevers worden het meest geselecteerd als favoriete paaihabitats. Enkel blankvoorn heeft geen preferentie voor breuksteen of NTMB.

Tabel 5. Aantal keer dat een mesohabitatype als 1e, 2e of 3e keuze wordt geselecteerd als paaihabitat voor de waargenomen vissoorten in het pand 140 van de Leie. De optimale keuze wordt weergegeven door categorie 1, de minst geprefereerde keuze als categorie 3. Bij gelijk aantal keuzes voor de twee categorieën werd de laagste rang toegekend aan de drie categorieën.

	Keuze		
	Categorie 1	Categorie 2	Categorie 3
Beton	0	0	
Asfaltmastiek	1	1	0
Schanskorven	2		
Breuksteen	4		1
NTMB	4		

Wanneer dezelfde analyse wordt uitgevoerd voor de bruikbaarheid van de mesohabitat als opgroeihabitat, blijken 8 soorten NTMB-oevers te verkiezen. Pos, rietvoorn en riviergrondel hebben een exclusieve voorkeur voor NTMB-oevers. Driedoornige stekelbaars, karper en kolblei hebben een exclusieve voorkeur voor breuksteen als opgroeihabitat. Baars, blankvoorn en zwartbekgrondel hebben geen voorkeur voor een bepaald habitat om op te groeien (Tabel 6).

Tabel 6. Habitatgebruik van de juvenielen (%) die minimaal 5 % van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op de aan- en afwezigheid. De waarden werden gestandaardiseerd in functie van de vangstinspanning.

Soort	**Mesohabitattype**				
	Beton	Asfaltmastiek	Schanskorven	Breuksteen	NTMB
alver	100				
baars	20	20	20	20	20
bittervoorn				25	75
blankvoorn	18	10	31	10	31
blauwbandgrondel		14			86
driedoornige stekelbaars				100	
karper				100	
kolblei				100	
paling	24	38		38	
pos					100
rietvoorn					100
riviergrondel					100
snoekbaars		50		50	
zwartbekgrondel	12	22	22	22	22

Op basis van Tabel 6 kan afgeleid worden hoeveel soorten een bepaald mesohabitattype als opgroeihabitat selecteren (Tabel 7).

Tabel 7. Aantal keer dat een mesohabitatype als 1e, 2e of 3e keuze wordt geselecteerd als opgroeihabitat voor de waargenomen vissoorten in het pand 140 van de Leie. De optimale keuze wordt weergegeven door categorie 1, de minst geprefereerde keuze als categorie 3. Bij gelijk aantal keuzes voor de twee categorieën werd de laagste rang toegekend aan beide categorieën.

	Keuze		
	Categorie 1	Categorie 2	Categorie 3
Beton	2	0	2
Asfaltmastiek	4	1	0
Schanskorven	3		
Breuksteen	7	1	0
NTMB	8		

3.3.6.2 Microhabitat

Analoog als voor de voorgaande analyse werd ook een analyse gedaan van de microhabitattypes die het meest als paaihabitat worden geselecteerd. Zes soorten verkiezen moerasplanten als paaihabitat (driedoornige stekelbaars, snoekbaars, zwartbekgrondel, blankvoorn en baars terwijl kolblei, rietvoorn en riviergrondel een voorkeur vertoont voor riet. Bittervoorn vertoont een preferentie voor de betonplaten als paaihabitat. Geen enkele soort daarentegen verkiest schanskorven als paaihabitat (Tabel 8).

Tabel 8. Habitatgebruik van de juvenielen (%) ter hoogte van het microhabitat die maximaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op aan- en afwezigheid.

Soort	**Microhabitattype**				
	Beton	Breuksteen	Houtig	Moeras	Riet
baars	24		24	35	17
bittervoorn	100				
blankvoorn	24		24	35	17
driedoornige stekelbaars				100	
karper				100	
kolblei					100
rietvoorn					100
riviergrondel					100
snoekbaars				100	
zwartbekgrondel				100	

Op basis van Tabel 8 kan afgeleid worden hoeveel soorten een bepaald microhabitattype als paaihabitat selecteren (Tabel 9). Hieruit blijkt dat moerasplanten het meeste worden geselecteerd als favoriete paaihabitat. Zeelt heeft de voorkeur voor riet als paaihabitat.

Tabel 9. Aantal keer dat een microhabitattype als 1e of 2e keuze wordt geselecteerd als paaihabitat voor de waargenomen vissoorten in het pand 140 van de Leie. De optimale keuze wordt weergegeven door categorie 1, de minst geprefereerde keuze als categorie 2. Bij gelijk aantal keuzes voor drie categorieën wordt de laagste rang toegekend aan de drie categorieën.

	Keuze	
	Categorie 1	Categorie 2
Beton	1	2
Breuksteen		
Houtig		2
Moeras	6	
Riet	3	2

Er werd eveneens een analyse gemaakt van de microhabitattypes die het meest als opgroeihabitat werden geselecteerd (Tabel 10). Driedoornige stekelbaars, karper en kolblei hebben een heel duidelijke voorkeur voor moerasvegetaties, maar dit habitattype draagt ook de voorkeur weg van bittervoorn en paling. De rietvegetaties dragen de exclusieve voorkeur weg van blauwbandgrondel, pos, rietvoorn en riviergrondel. Blankvoorn, baars en zwartbekgrondel hebben geen duidelijke preferentie. Riviergrondel en rietvoorn groeien op ter hoogte van het zelfde microhabitat als waar ze paaien: riethabitats. Driedoornige stekelbaars en karper maken hun levenscyclus minstens tot aan het tweede levensjaar door in moerashabitat. Sommige soorten hebben een breder microhabitatspectrum: zo paait snoekbaars in moerashabitats, maar groeien de juvenielen bij voorkeur op ter hoogte van de houtige oeverhabitats; kolblei paait bij voorkeur in riethabitats maar groeit als juveniele vis op in moerashabitats; zwartbekgrondel paait bij voorkeur in moerashabitats, maar komt als juveniele vis voor in alle bemonsterde microhabitats.

Tabel 10. Habitatgebruik van de juvenielen (%) ter hoogte van de microhabitat die minimaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op aan- en afwezigheid.

Soort	**Microhabitattype**				
	Beton	Breuksteen	Houtig	Moeras	Riet
alver	100				
baars	20	20	20	20	20
bittervoorn				67	33
blankvoorn	31		7	31	31
blauwbandgrondel					100
driedoornige stekelbaars				100	
karper				100	
kolblei				100	
paling	17		6	51	26
pos					100
rietvoorn					100
riviergrondel					100
snoekbaars			100		
zwartbekgrondel	20	20	20	20	20

Op basis van Tabel 10 kan afgeleid worden hoeveel soorten een bepaald microhabitat als opgroeihabitat selecteren (Tabel 11). Hieruit blijkt dat moeras- en riethabitats het meest frequent als favoriete opgroeihabitat geselecteerd worden. Houtige microhabitats en breuksteen worden veel minder geselecteerd. Geen enkele soort had ook een voorkeur voor deze microhabitats als paaihabitat.

Tabel 11. Aantal keer dat een microhabitatype als 1e, 2e of 3e keuze wordt geselecteerd als opgroeihabitat voor de waargenomen vissoorten in het pand 140 van de Leie. De optimale keuze wordt weergegeven door categorie 1, de minst geprefereerde keuze als categorie 3. Bij gelijk aantal keuzes voor drie categorieën wordt de laagste rang toegekend aan de drie categorieën.

	Keuze		
	Categorie 1	Categorie 2	Categorie 3
Beton	4		1
Breuksteen	2		
Houtig	3		
Moeras	7		
Riet	7	2	

3.3.7 Eigenschappen van de waargenomen vispopulaties

Tot slot werden een aantal aspecten van de verschillende waargenomen vispopulaties in het pand 140 van de Leie beschreven. Het gaat om eigenschappen van die populaties die een algemeen beeld vormen van de toestand van de visgemeenschap. Concreet werden volgende eigenschappen geanalyseerd: het voorkomen van verschillende soorten langs de Leie (Tabel 12), de Huetzonering en ecologische gildes op basis van de stroomsnelheid, de evolutie van de abundantie per soort en de populatiesamenstelling per soort. Niet alle aspecten werden statistisch geanalyseerd aangezien soms onvoldoende data beschikbaar waren of omdat statistische analyse soms niet relevant was.

Het visbestand in het pand 140 wordt voornamelijk gedomineerd door een blankvoorn- en baarspopulatie. Ook zwartbekgrondel is als exoot in alle bemonsterde locaties aanwezig. De verspreiding van de overige soorten langs dit pand wordt voornamelijk bepaald door de habitattypes. Zo bezitten de oevers met breuksteen en de plasberm de hoogste soortendiversiteit.

Tabel 12. Overzicht van de verschillende soorten in het pand 140 van de Leie (Br= breuksteen, Be= beton, As= asfaltmastiek, S= schansko rven, NTMB=plasberm).

Locatie	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**
Mesohabitat	**Br**	**Be**	**Be**	**S**	**Br**	**NTMB**	**Br**	**Be**	**As**	**As**	**As**	**As**	**As**	**As**	**Be**	**Be**
alver															x	
baars	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	X	x	x
bittervoorn	x					x										x
blankvoorn	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	X	x	x
blauwbandgrondel						x				x						
brasem						x										
driedoornige stekelbaars	x															
karper	x															
kolblei	x					x										
paling	x		x			x	x	x		x	x		x	x		x
pos		x				x	x			x			x			
rietvoorn						x				x						
riviergrondel	x					x										
snoek													x			
snoekbaars	x				x								x	x		
zeelt						x										
zwartbekgrondel	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

doi.org/10.21436/inbor.17478670

3.3.7.1 Huetzonering en ecologische gildes

Op basis van de Huetzonering (Huet, 1962) kunnen we besluiten dat de kanalen volledig tot de brasemzone behoren. Bijgevolg worden soorten verwacht zoals pos, rietvoorn, karper, zeelt, snoekbaars, paling, baars, snoek, blankvoorn, zeelt en brasem.

In Tabel 13 wordt een overzicht gegeven van de waargenomen vissoorten in ecologische gildes (Crombaghs et al., 2000):

- Limnofiel: soorten van stilstaand water waarvan één of meer levensstadia gebonden zijn aan waterplanten
- Eurytoop: soorten waarvan alle levensstadia in vrijwel elk watertype kunnen aangetroffen worden;
- Rheofiel: soorten waarvan een of meerdere levensstadia gebonden zijn aan stromend water. Vaak wordt er een bijkomende onderverdeling gemaakt in partieel-, obligaat- en estuarien rheofiel

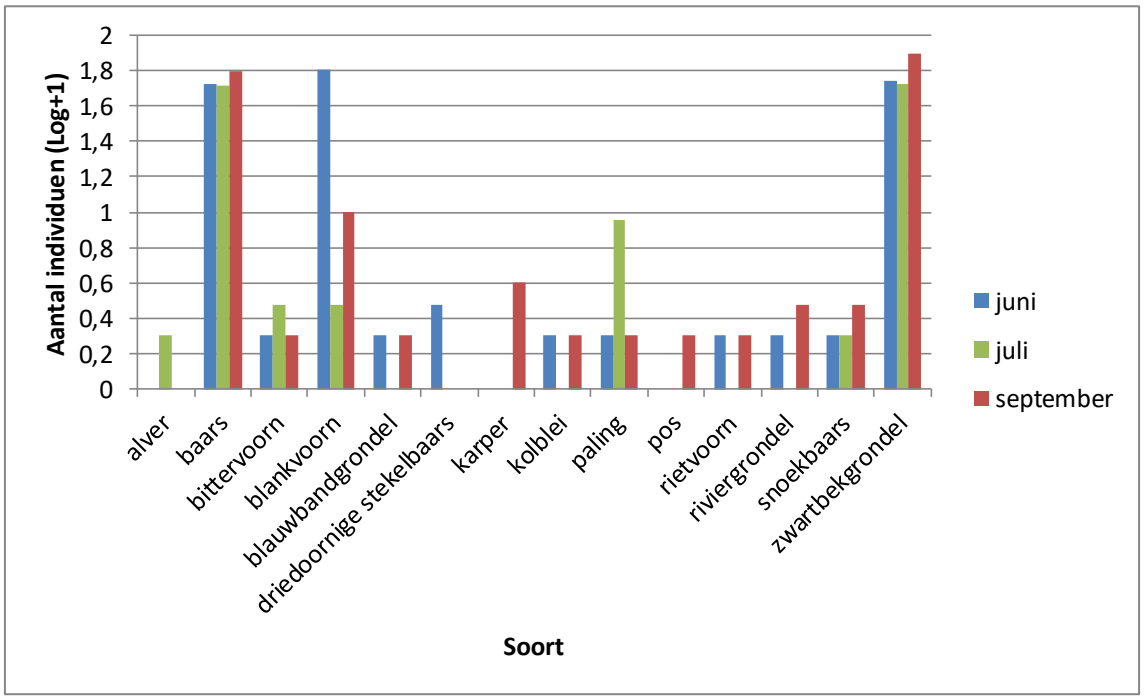
Tabel 13. Indeling van de waargenomen soorten volgens de ecologische gilde (Crombaghs et al., 2000).

Gilde	Vissoort
Rheofiel	
Partieel rheofiel	alver
	blauwbandgrondel
	riviergrondel
Estuarien rheofiel	paling (katadroom)
Eurytoop	baars
	blankvoorn
	brasem
	driedoornige stekelbaars
	karper
	kolblei
	paling
	pos
	snoekbaars
	zwartbekgrondel
Limnofiel	bittervoorn
	rietvoorn
	snoek
	zeelt

Van de 17 aangetroffen vissoorten behoren 10 tot de eurytope gilde. Vier soorten zijn limnofiel. Dit zijn typische soorten voor traagstromende wateren. Er werden eveneens drie partieel rheofielen aangetroffen: riviergrondel, blauwbandgrondel en alver.

3.3.7.2 Evolutie van de abundantie per soort

De evolutie van de abundantie per soort over de verschillende staalnamemaanden geeft een beeld van de abundantie die algemeen wordt vastgesteld na de paaiperiode bij vissen (Figuur 24).



Figuur 24. Abundantie van de juveniele individuen per soort (fuik- en elektrische bevissing) voor de verschillende staalnamemaanden en voor het pand 140 van de Leie.

Deze figuren bevestigen ook de beschreven paaiperioden van de verschillende vissoorten (Vandelannoote et al., 1999) (Tabel 14).

Tabel 14. Paaiperiode die in de literatuur wordt vermeld voor de vissen die in de kanalen van de verschillende studiegebieden werden aangetroffen.

Soort	jan	feb	maa	apr	mei	juni	jul	aug	sep
alver				x	x	x			
baars				x	x				
bittervoorn				x	x	x	x		
blankvoorn				x	x	x			
blauwbandgrondel					x	x	x	x	x
driedoornige				x	x	x			
karper					x	x			
kolblei					x	x			
paling									
pos				x	x	x			
rietvoorn					x	x			
riviergrondel				x	x	x			
snoekbaars				x	x				
zwartbekgrondel				x	x	x	x	x	x

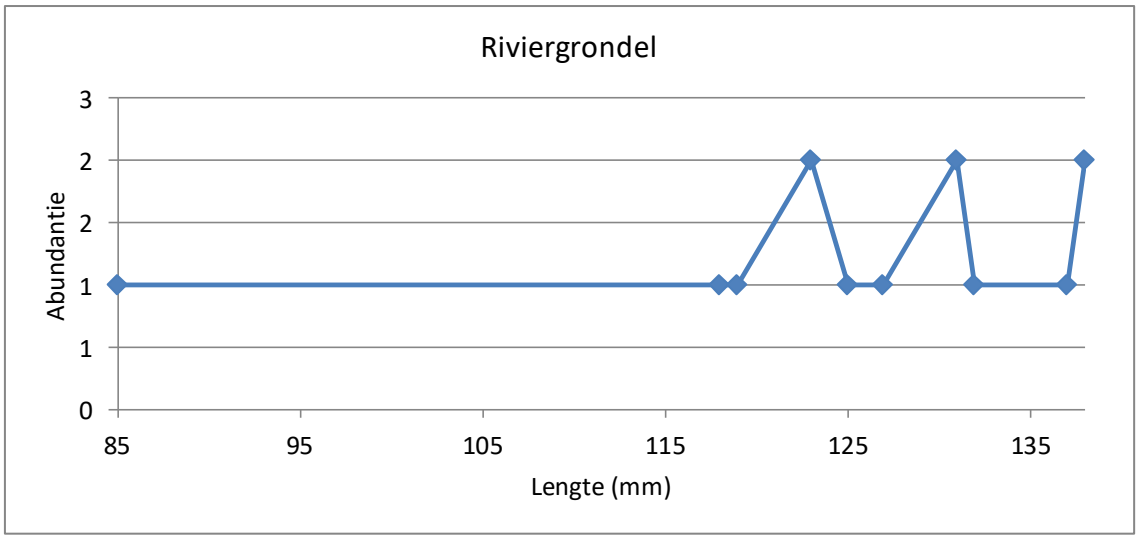
3.3.7.3 Populatiesamenstelling per soort

Analyse van de lengteverdeling per soort geeft informatie over de stabiliteit van de populatie van deze soort. Voor elke soort werd het bereik berekend als het verschil van de minimale en de maximale waargenomen lengte. Vervolgens werd het maximale verschil tussen twee waargenomen individuen berekend en werd dit verschil uitgedrukt als percentage van het bereik. De literatuur geeft aan dat de duurzaamheid van een populatie recht evenredig is met de aanwezigheid van alle mogelijke levens- en dus ook lengteklassen (Vandelannoote et al., 1999). In deze studie werd een populatie als duurzaam beschouwd wanneer het maximale verschil tussen twee opeenvolgende individuen van verschillende lengteklasse kleiner was dan 25% van het bereik.

Voor brasem, snoek en zeelt werden geen juvenielen teruggevonden. Voor alver, bittervoorn, blauwbandgrondel, driedoornige stekelbaars en kolblei zijn slechts enkele individuen aangetroffen (Tabel 15). De populaties van riviergrondel vertonen wel een gevarieerde populatie, maar er werd slechts een beperkt aantal lengteklassen waargenomen. Hierbij ontbreken bij de juvenielen de kleinste lengteklassen (Figuur 25). Mogelijks heeft dit te maken met de vangstefficiëntie van het elektrisch vissen. Ondanks de inspanningen om de vangstefficiëntie te verhogen met het nemen van verschillende bemonsteringspunten en het werken met een kleine anode, is de kans groter voor het ontbreken van de kleinere lengteklassen.

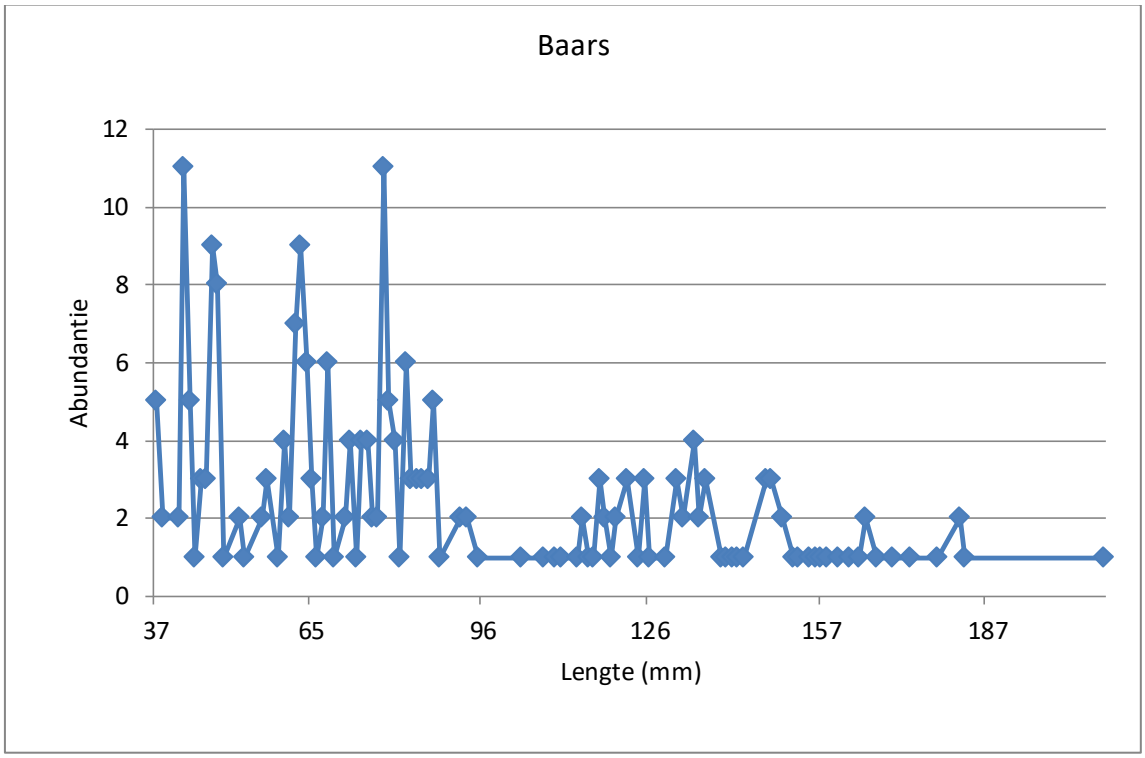
Tabel 15. Lengtebereik per soort en maximaal lengteverschil tussen 2 opeenvolgende individuen met verschillende lengte binnen een populatie gedurende de volledige bemonsteringsperiode in de Leie. De maximale verschillen hoger dan 25% zijn vetgedrukt, net als de soorten die met deze verschillen overeenkomen.

Soort	**Bereik (mm)**	**Maximaal verschil (mm)**	**Maximaal verschil (%)**
alver	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
baars	208	25	12
bittervoorn	51	18	**35**
blankvoorn	269	45	17
blauwbandgrondel	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
brasem	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
driedoornige stekelbaars	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
karper	123	24	20
kolblei	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
paling	775	74	10
pos	128	40	**31**
rietvoorn	152	58	**38**
riviergrondel	138	33	24
snoek	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
snoekbaars	165	37	22
zeelt	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
zwartbekgrondel	135	7	5

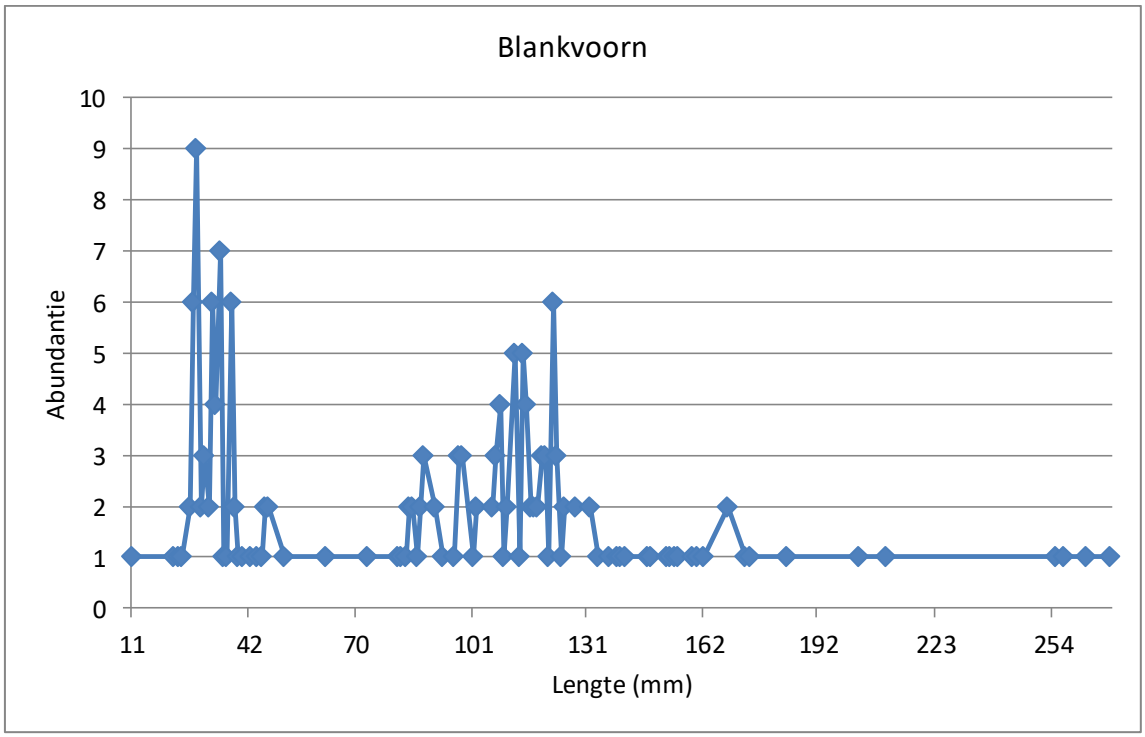


Figuur 25. Lengteverdeling voor riviergrondel in pand 140 van de Leie.

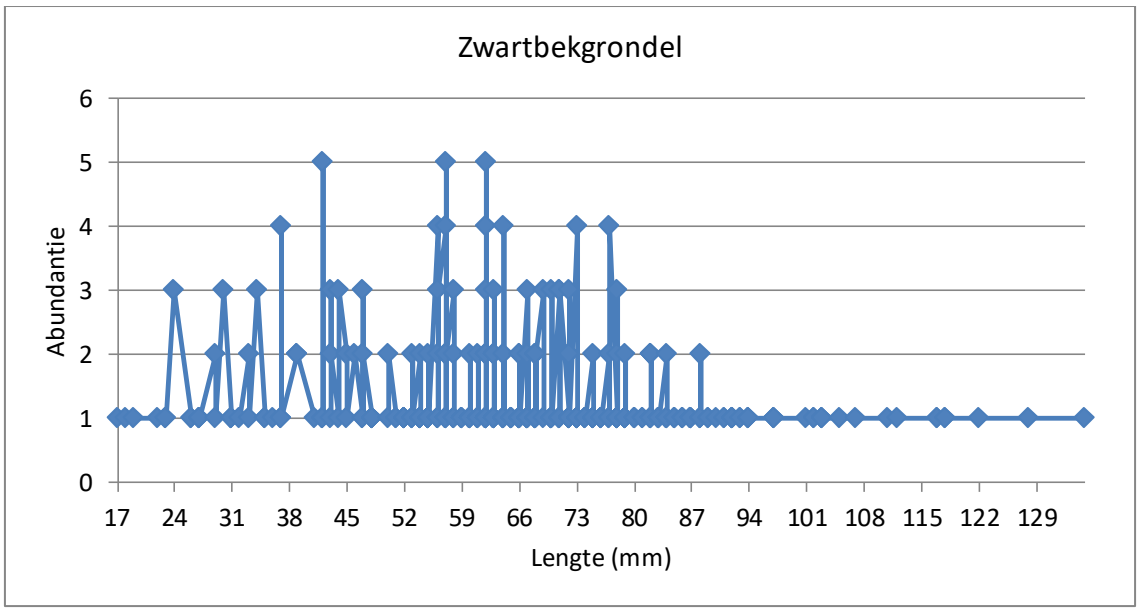
De populaties van baars, blankvoorn en zwartbekgrondel vertonen een gevarieerde juvenielenpopulaties; zie Figuur 26, Figuur 27 en Figuur 28.



Figuur 26. Lengteverdeling voor baars voor de volledige staalnameperiode in het pand 140 van de Leie.



Figuur 27. Lengteverdeling voor blankvoorn voor de volledige staalnameperiode in het pand 140 van de Leie.



Figuur 28. Lengteverdeling voor zwartbekgrondel voor de volledige staalnameperiode in het pand 140 van de Leie.

3.4 DISCUSSIE

In deze studie werd een inventarisatie uitgevoerd van de soorten langsheen verschillende habitattypes. Eveneens werd de geschiktheid van die habitattypes voor de aanwezige vispopulaties onderzocht. Hierbij werd gefocust op juveniele individuen en de rol van verschillende mesohabitats, nl. betonnen oevers, oevers afgewerkt met asfaltmastiek, schanskorven, breuksteen en plasberm (NTMB), bestaande uit een luwe zone afgeschermd door een vooroever. Binnen de mesohabitats werd eveneens aandacht besteed aan de microhabitats (riet- en moerasvegetaties, houtige oevers, breuksteen, beton). Kort samengevat kunnen we het volgende besluiten:

Mesohabitats:
Algemeen scoren de oevertypes beton, asfaltmastiek en schanskorven de laagste diversiteit aan soorten. Gevoelige soorten komen er nauwelijks voor, tenzij op een aantal uitzonderingen na. Op plaatsen waar de beton beschadigd en gebroken is, worden schuilplaatsen en luwe zones gecreëerd, waardoor soorten voorkomen die elders op het pand amper of niet waargenomen werden. Voorbeelden hiervan zijn alver, paling en pos. Door de aanwezigheid van schuilplaatsen en/of geschikte microhabitats, is de functionele organisatie ook hoger dan verwacht. Desalniettemin bezitten zowel de betonnen oevers als de oevers met asfaltmastiek lage lengtescores. Gemiddeld worden ter hoogte van betonoevers en oevers met asfaltmastiek grotere vissen waargenomen. Het feit dat minder kleine juvenielen worden gevangen wijst een beperkt belang van dit oevertype voor de voortplanting van de meeste soorten.

Van het NTMB-oevertype werd slechts een oever bemonsterd. Om veiligheidsredenen konden de meeste plasbermen niet vanaf de oever bemonsterd worden en meestal was de doorgang voor een boot te smal om de luwe zone te kunnen bemonsteren. Hierdoor zijn niet alle resultaten representatief voor de potenties van een dergelijke oever. Wel bezit deze oever een relatief groter aantal soorten en gevoelige soorten dan de andere oevers. Indien we enkel de aantallen van de elektrische bevissing vergelijken, bezit deze NTMB-oever over een vergelijkbaar aantal soorten als de oevers met breukstenen, maar beduidend meer dan de oevers met beton of asfaltmastiek. Echter, de functionele organisatie is het hoogst ter hoogte van de breuksteenoevers. Voor schanskorven is de functionele organisatie uitgesproken laag.

Microhabitats:
Buiten de aanwezigheid van beton en breuksteen maken ook houtige, riet- en moerashabitats deel uit van de microhabitattypes. In deze microhabitats schuilen soorten zoals snoekbaars, paling en rietvoorn en verschillende leeftijdsklassen van baars en blankvoorn (adulten en juvenielen). Waterriet en in het water hangende takken dragen bij tot een verbetering van de habitatstructuur. Het soortenaantal langs de rietoevers van de NTMB-oever is groter dan dat van de riethabitats ter hoogte van het asfaltmastiek. De abundantie van vissen is het hoogst ter hoogte van de houtige habitats. De visgemeenschappen vertonen in het bijzonder ter hoogte van de breuksteenoevers, een gemiddelde dynamiek. Dit wijst op een stabiele, draagkrachtige gemeenschap. De functionele organisatie is het hoogst voor de moerasvegetaties ter hoogte van de breuksteenoevers. Opvallend zijn de goede lengtescores voor moerasvegetaties en houtige vegetaties als microhabitats.

In totaal werd in het pand 140 van de Leie 17 soorten gevangen, waarvan minstens 10 soorten een levensvatbare populatie vertonen. De resultaten geven aan de populaties van de overige 7 soorten (alver, blauwbandgrondel, brasem, driedoornige stekelbaars, kolblei, snoek, zeelt) minder evenwichtig zijn uitgebouwd. Mogelijks zijn deze populaties minder duurzaam. Voor een aantal bemonsterde soorten zijn de bemonsterde habitats geen typehabitats.

4 INVENTARISATIE BROEDVOGELS: RIETBROEDERS EN OEVERZWALUW

Andy Van Kerckvoorde & Edward Vercruysse

4.1 MATERIAAL EN METHODEN

4.1.1 Rietbroeders

Het in kaart brengen van rietbroeders gebeurde door het volledige pand 140 af te wandelen of af te fietsen. Het inventariseren gebeurde rond zonsopkomst bij gunstig inventarisatieweer (weinig wind, weinig of geen bewolking en geen te hoge of te lage temperaturen). Het veldwerk is verricht op volgende data: 6, 17 en 27 april, 7, 16 en 25 mei, 4 en 13 juni van 2018.

De te inventariseren soorten zijn soorten die rietvegetaties nodig hebben als broedbiotoop: blauwborst, kleine karekiet, grote karekiet, rietgors, rietzanger, snor, cetti's zanger, baardmannetje, bruine kiekendief en sprinkhaanzanger.

Bij de veldbezoeken werden de waargenomen rietvogels ter plekke ingevoerd op een smartphone via de applicatie Avimap. Avimap is een applicatie die door Sovon Vogelonderzoek Nederland is ontwikkeld voor het registreren van (vogel)waarnemingen bij gestandaardiseerde broedvogelkarteringen (Vergeer et al., 2016).

Eveneens met behulp van Avimap werden op basis van de ingevoerde waarnemingen het aantal en de ligging van de territoria bepaald. Dit gebeurt volgens de criteria aangegeven in van Dijk & Boele (2011):

- een vereist minimaal aantal geldige waarnemingen;
- binnen datumgrenzen, dit is de periode waarin een minimaal vereiste aantal waarnemingen moeten vallen voor het aannemen van een territorium en
- op basis van de fusieafstand, dit is de afstand tussen 2 niet-uitsluitende waarnemingen op basis waarvan kan worden besloten tot één of meer territoria.

4.1.2 Oeverzwaluw

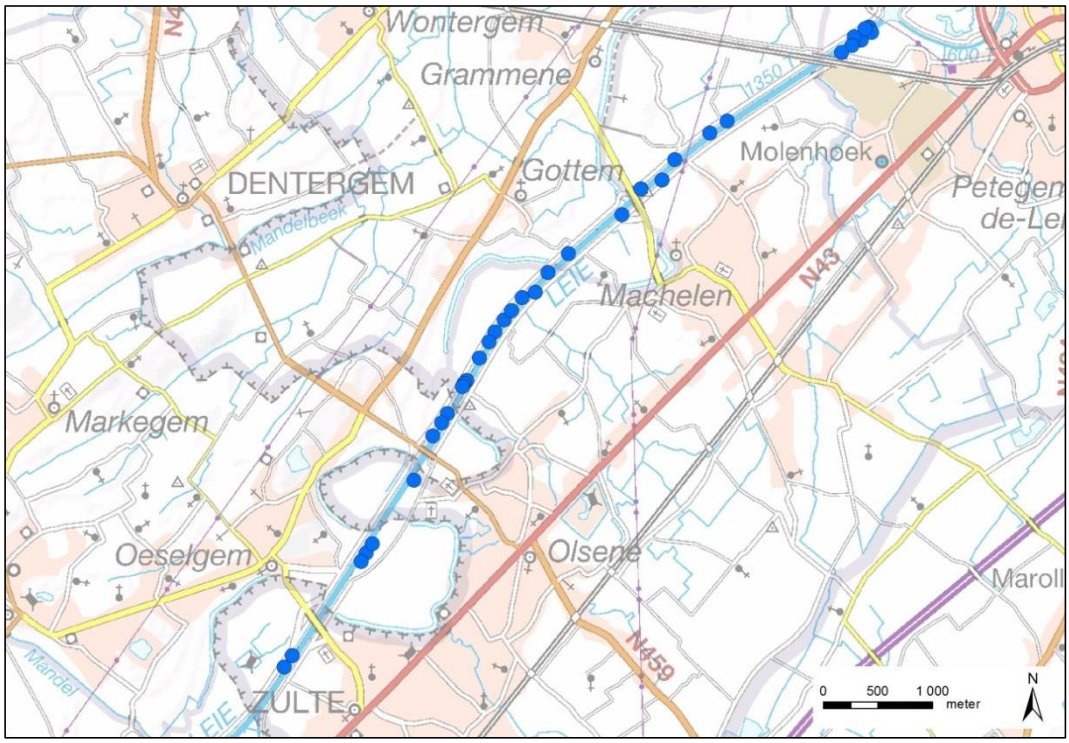
Het in kaart brengen van oeverzwaluwen gebeurde door het volledige pand 140 af te wandelen of af te fietsen. Wanneer oeverzwaluw visueel of auditief werd waargenomen werden nestlocaties aan de oevers, steile wanden met nestgaten, opgespoord. Vervolgens zijn het aantal broedende oeverzwaluwen bepaald door de bewoonde nestholtes te tellen. Het onderscheid tussen bewoonde en niet-bewoonde nestholtes is bepaald aan de hand van verse graafsporen of verse afdrukken in het zand, van aanvliegende vogels, de afwezigheid van spinrag in de invliegopening, verse uitwerpselen, uitvliegende adulten of bedelende jongen. Met behulp van een foto van de broedlocatie werden de bewoonde nestholtes aangekruist.

De beste inventarisatieperiode loopt van midden mei tot eind juni (Anselin et al., 2007). Het veldwerk is verricht op 18 juni 2018 en 4 juli 2018.

4.2 RESULTATEN

4.2.1 Rietbroeders

In het pand 140 werd enkel kleine karekiet als rietbroeder waargenomen. In totaal werden 34 territoria van kleine karekiet vastgesteld (Figuur 29 en Bijlage 2).

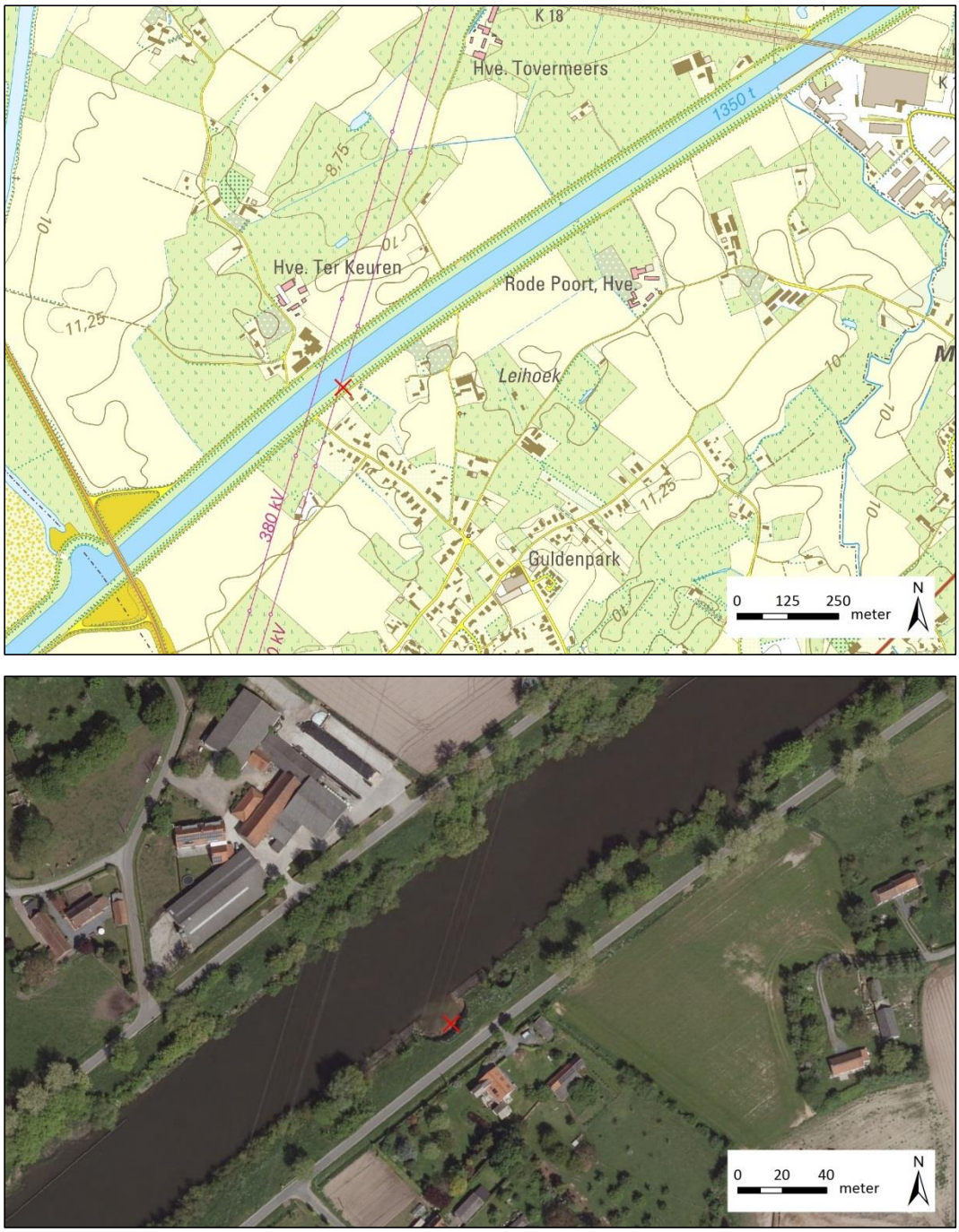


Figuur 29. Territoria van kleine karekiet (blauwe bollen) langs de Leie tussen Deinze en Sint-Baafs-Vijve.

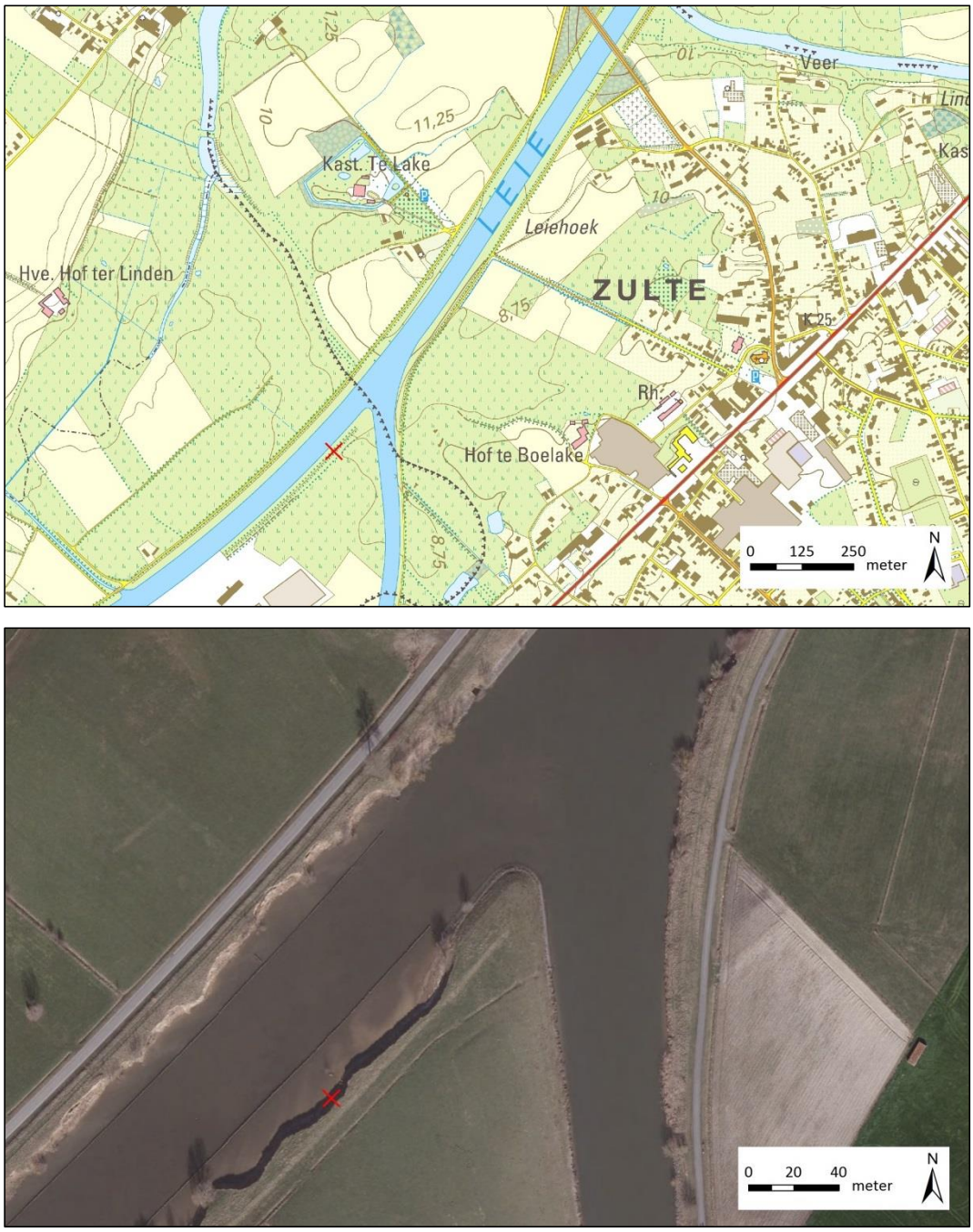
4.2.2 Oeverzwaluw

Een nestlocatie werd gevonden op de rechteroever zo'n 700 m stroomafwaarts Machelenbrug (Figuur 30). De locatie telde 86 nestholtes. Na verdere screening konden 45 nestholtes worden aangeduid als bewoond.

Enkele oeverzwaluwen waren gezien in de buurt van Sint-Baafs-Vijve. Een oever met 2 nestholtes werd gevonden op de rechteroever zo'n 1200 m stroomopwaarts Zultebrug (Figuur 31). Er kon echter niet worden aangetoond dat de nestholten bewoond waren.



Figuur 30. Zekere nestlocatie van oeverzwaluw (rood kruis) op de rechteroever zo'n 700 m stroomafwaarts Machelenbrug.



Figuur 31. Mogelijke nestlocatie van oeverzwaluw (rood kruis) op de rechteroever zo'n 1200 m stroomopwaarts Zultebrug.

4.3 DISCUSSIE

4.3.1 Kleine karekiet

Kleine karekiet is een typische soort van allerlei rietvegetaties, zowel zoet als brak, langs rivieren en artificiële waterlopen, op voorwaarde dat er voldoende stevige rietstengels (bij voorkeur overjarig riet) aanwezig zijn (Vermeersch et al., 2004). Kleine karekiet kent de Rode-Lijst categorie 'momenteel niet in gevaar' (Devos et al., 2016).

DVW bracht in oktober 2018 de rietkragen in pand 140 langs de Leie in kaart. Daarbij is ook de gemiddelde breedte van de rietkragen ingeschat. De territoria van kleine karekiet komen sterk overeen met de locaties waar riet voorkomt (zie Bijlage 2). 20 territoria (van de 34 in totaal, dit is 59%) zijn geassocieerd met brede rietkragen (4 m of breder). Dit bevestigt het belang van rietvegetaties als broedbiotoop voor kleine karekiet.

Hieronder worden kort de abiotische condities van de groeiplaatsen van riet, het belang van riet, enkele aanbevelingen tijdens inrichtingswerken en het beheer van rietvegetaties aangehaald.

Riet is een obligate freatofyt en groeit dus uitsluitend binnen de invloedsfeer van water (Londo, 1988). Dit wordt bevestigd uit de Watina databank (WATer In Natuur, een databank van het INBO voor hydrologische monitoring in natuurgebieden): de gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG) liggen voor rietvegetaties boven het maaiveld (overstromingen), de laagste grondwaterstanden (GLG) bevinden zich meerdere dm onder maaiveld (tot -84 cm), de voorjaarswaterstanden (GVG) liggen van boven het maaiveld tot 20 cm onder maaiveld. Riet is een competitieve soort. Als gevolg is riet bij uitstek een oever- en verlandingsplant, die ongeveer overal groeit waar open water en land met elkaar in contact staan. Met behulp van meterslange rizomen kan riet heel ver doordringen in aanpalende biotopen, zowel in het water als op het land.

Rietvegetaties hebben een belangrijke ecologische waarde en worden dan ook zoveel mogelijk behouden of verder ontwikkeld. Zo heeft riet een groot faunistisch belang. De meeste broedvogels van rietlanden zoals kleine karekiet, rietgors, rietzanger en bruine kiekendief hebben nood aan overjarig riet in het voorjaar om te broeden. Tevens bieden rietstengels een foerageer-, schuil- en overwinteringsplaats voor allerlei fauna. Vegetatierijke oeverzones zijn belangrijk als foerageer- of paaigebied voor allerlei vissoorten (Mouton et al., 2012; Vermeersch et al., 2017). Wegens de zeldzaamheid in Vlaanderen en het ecologisch belang zijn rietvegetaties een regionaal belangrijk biotoop met een juridische bescherming, namelijk een verbod van vegetatiewijziging (aangegeven in het Natuurdecreet van 21 oktober 1997 en het uitvoeringsbesluit van 3 juli 2009). Een rietkraag is dan ook een ecologisch streefbeeld voor plas- of drasbermen langs de Leie, zoals aangegeven in de natuurdoelstelling voor de oevers (Arcadis, 2017; Raman & Vanderhaeghe, 2011).

Een rietvegetatie kan de oever beschermen tegen erosie, via het wortelstelsel, dat de grond vasthoudt (vergroting van de sterkte) en via de bovengrondse delen, die de golven en stroming dempen (vermindering van de belasting; CUR, 1999). Het belang van riet om golfwerking verder te verminderen wordt bevestigd in het golfonderzoek op de Leie uitgevoerd door De Roo & Troch (2015).

Bij de inrichting van het pand 140 valt aan te bevelen om bestaande rietvegetaties maximaal te behouden. Indien een groeiplaats van riet wordt vergraven kunnen de rizomen van riet worden gerecupereerd. Deze rizomen kunnen later worden geplaatst in de aangelegde plasbermen. Verschillende technieken zijn mogelijk: rizoomstukken uitstrooien over terrein, rietkluiten transplanteren of uitpoten van gekweekt materiaal (Van Ryckegem et al., 2010). Het aanbrengen van rietkluiten bleek in het verleden aan te slaan in 10 plasbermen langs de Leie (Van Kerckvoorde et al., 2017).

Indien de uitgangssituatie en hydrologie optimaal is kunnen rietvegetaties standhouden zonder enige beheervorm (Van Ryckegem et al., 2010), maar uiteindelijk zal bij nulbeheer verruiging (met bv. grote brandnetel, braam, kleefkruid of haagwinde) en verbossing (met bv. wilgen) optreden (Vandenbussche et al., 2002). Beperkt beheer kan initieel bestaan uit het selectief verwijderen van opgeschoten zaadbomen.

Rietvegetaties en aan riet gebonden fauna zijn dikwijls gebaat bij een gefaseerd maaibeheer in de winterperiode (tussen november tot en met februari). Gefaseerd maaibeheer verschilt van gewoon maaibeheer doordat niet alles tegelijkertijd wordt gemaaid maar dat het maaibeheer wordt gespreid in ruimte en tijd. Op die manier blijft steeds overjarig riet aanwezig, wat van belang is als broedbiotoop, overwinteringsgebied, schuil- of foerageerplaats voor fauna. Bij riet is een gefaseerd maaibeheer om de 3 jaar aangewezen (Claus & Janssens, 1994). De maaimachines moeten de vegetatie zuiver afsnijden, bijvoorbeeld door gebruik te maken van een maaibalk of - korf (Claus & Janssens, 1994). Het maaisel dient te worden weggehaald om voedselaanrijking tegen te gaan. Om slib en strooisel tussen de rietstoppels te verwijderen kan riet mechanisch worden uitgekrabd na het maaien.

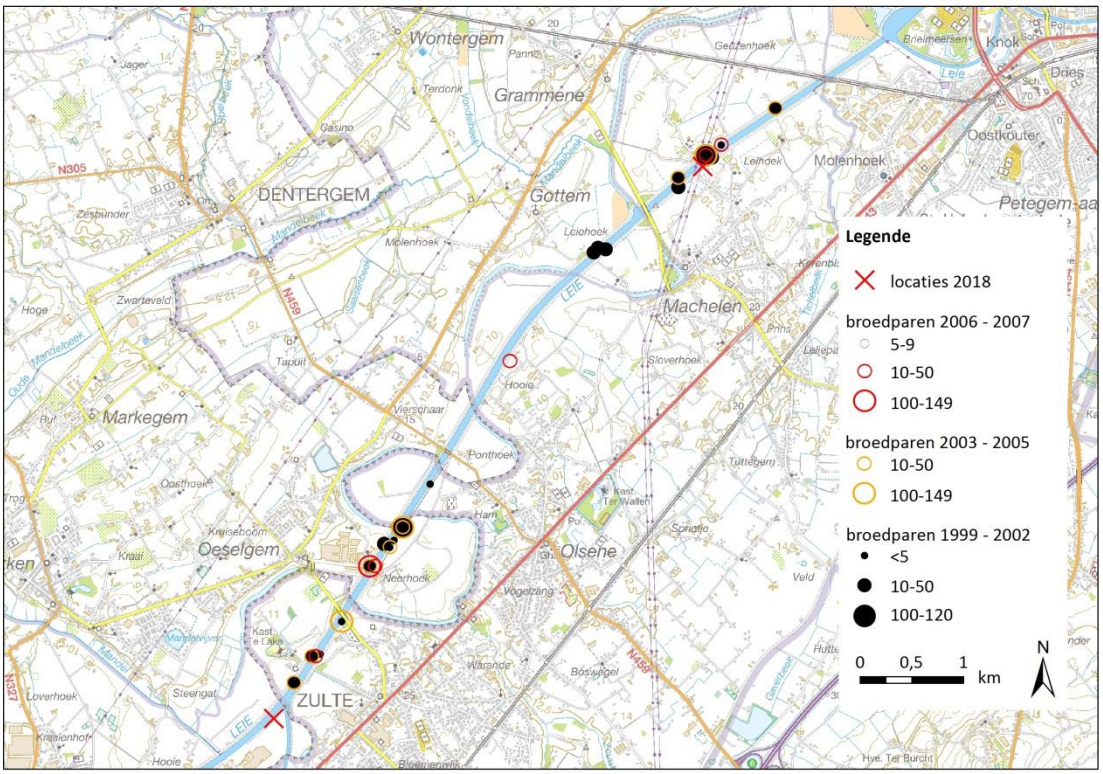
Begrazing (onder meer door ganzen) heeft een negatief effect op de vestiging en uitbreiding van rietkragen (Van Ryckegem et al., 2010).

4.3.2 Oeverzwaluw

Oeverzwaluwen graven broedtunnels van minstens 40 cm diepte in verticale wanden. Ze broeden liefst in kolonies en vrijwel steeds binnen vliegafstand van grote wateroppervlakken (vijvers, meren, grote rivieren). Uitgespoelde rivieroevers vormen het natuurlijke broedbiotoop, maar in toenemende mate worden vaak erg grote kolonies aangetroffen in artificiële biotopen zoals (oude) zandgroeves, klei- en grindontginningen, opspuitingen en bouwputten (Vermeersch et al., 2004). Oeverzwaluw behoort tot de Rode-Lijst categorie 'bijna in gevaar' (Devos et al., 2016).

In de periode 1999-2002 werden 19 broedkolonies gevonden in het pand 140 langs de Leie. Het ging meestal om middelgrote (10-50 bezette nestgangen) en kleine kolonies (minder dan 5 bezette nestgaten) op linker- en rechteroever. Het aantal broedparen werd er geschat op zo'n 100-150. De kolonies bevonden zich vooral stroomafwaarts en –opwaarts van Zultebrug en stroomafwaarts en –opwaarts van Machelenbrug. De grootste kolonie situeerde zich aan de linkeroever op zo'n 800 m stroomafwaarts van Machelenbrug (Figuur 32; Raman & Decleer, 2009).In de periode 2003-2005 kwamen 9 broedkolonies voor in het pand 140, 6 op de linkeroever en 3 op de rechteroever. Het aantal broedparen werd er geschat op zo'n 300-350 (Raman & Decleer, 2009).

In de periode 2006-2007 waren 5 broedkolonies gevonden in het pand 140 langs de Leie. Vier broedkolonies bevonden zich op de linkeroever (Figuur 32). Het aantal broedparen werd er geschat op zo'n 100 (Raman & Decleer, 2009).



Figuur 32. Broedparen van oeverzwaluw in het pand 140 langs de Leie in de periode 1999-2007 en de locaties in 2018 (bron: Raman & Decleer, 2009).

De zekere broedplaats geïnventariseerd in 2018, aan de rechteroever op zo'n 700 m stroomafwaarts Machelenbrug, situeert zich op een locatie waar in het verleden broedkolonies voorkwamen. De mogelijke broedlocatie gevonden in 2018, aan de rechteroever op zo'n 1200 m stroomopwaarts Zultebrug, is geen gekende broedlocaties uit het verleden.

Een reden voor het lager aantal oeverzwaluwen langs de Leie tussen 1999 en 2018 is de dynamiek. Door de erosieve kracht van de golfslag en piekdebieten worden de nestwanden geheel of gedeeltelijk weggespoeld, verzakken of storten in. Bovendien werden vroegere broedlocaties verstevigd met breukstenen of deze locaties zijn ondertussen begroeid met wilgen (Raman & Decleer, 2009).

Langs de Leie broeden nagenoeg evenveel oeverzwaluwen in zuidoost als noordwest geëxponeerde wanden. De grootste kolonies werden wel aangetroffen in wanden gericht naar het zuidoosten. Langs de Leie verkiezen oeverzwaluwen voornamelijk wanden met lemig zand en zand.

De aanwezigheid van geschikte steilwanden is een eerste vereiste voor kolonisatie van oeverzwaluwen. De steile wand moet tijdens de broedperiode vers en onbegroeid of zo goed als onbegroeid zijn. Dit betekent dus dat erosie of kunstmatige afgraving moet plaats gehad hebben voordat de oeverzwaluwen terugkeren uit hun winterverblijf. De wanden zijn het best zo goed als loodrecht en er is een voorkeur voor steilwanden met een iets overhangende toplaag.

Begroeiing aan de basis van een wand (afhankelijk van de grootte van de wand) is niet wenselijk omdat dit de aanvliegmogelijkheden van de oeverzwaluwen in het gedrang brengt of na verloop van tijd de nesten beschaduwt. Vooral bij een niet rechte en onderhouden wand (hetzij natuurlijk of kunstmatig) is de kans groot dat forse begroeiing tot voorbij de openingen van de nestgangen zal reiken. Ook bovenop de wand is een begroeiing met struweel of bomen eerder niet gewenst. Een diepe doorworteling kan de bouw van nestgangen belemmeren. Hoger struweel kan voor ongewenste beschaduwing van (een gedeelte van) de wand en nestgaten zorgen.

Raman & Decleer (2009) geven als streven een populatie van ten minste 239 broedparen oeverzwaluw langs de Leie. Dit komt overeen met het gemiddeld aantal broedparen tijdens de periode 1999-2007. De jaarlijks vereiste lengte aan geschikte steilwanden langs de Leie kan geschat worden op 72 m. Momenteel is er één broedkolonie met 45 broedparen. Om het streefdoel te halen zijn dus bijkomende broedlocaties wenselijk.

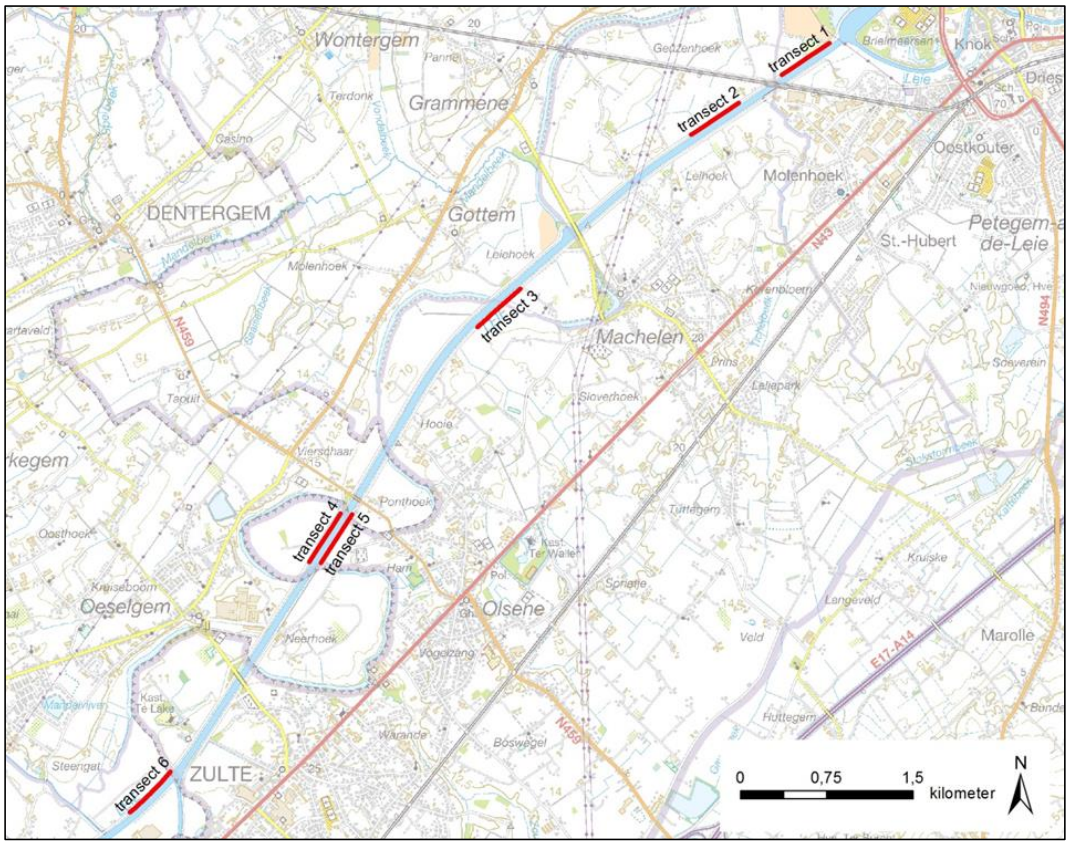
Natuurlijke dynamische systemen zijn te prefereren en behoeven geen onderhoud. Broedwanden van oeverzwaluwen kunnen ook actief gecreëerd en beheerd worden. Actief beheer hierbij is erg belangrijk om broedsucces mogelijk te maken. De wand wordt best jaarlijks of om de twee jaar loodrecht afgestoken vlak voor de aankomst van de oeverzwaluwen uit de overwinteringsgebieden (begin maart). De vegetatie onderaan de wand dient eventueel te worden verwijderd om een vrije aanvlieghoogte te garanderen. Kunstwanden worden niet aangeraden: het zijn sterk artificiële (gebiedsvreemde) en dure constructies die geen garantie bieden op succes. Oeverzwaluwwanden dienen minstens 3 m hoog en minstens 8 m lang te zijn (Raman & Decleer, 2009).

5 INVENTARISATIE GRASLANDDAGVLINDERS

Andy Van Kerckvoorde & Edward Vercruysse

5.1 MATERIAAL EN METHODEN

We inventariseerden graslanddagvlinders in het pand 140 met behulp van transecttellingen, met name via 6 transecten met een lengte van 500 m (Figuur 33). In de transecten wordt zowel aan de waterzijde als aan de landzijde van het jaagpad geteld, waardoor informatie beschikbaar is voor 1 km berm. De transecten werden bepaald door rekening te houden met de bermvegetatie. Zo worden transecten met een homogene vegetatie nagestreefd en zijn transecten gekozen in de meest voorkomende vegetatietypes (Tabel 16).



Figuur 33. De ligging van de transecten voor de monitoring van graslanddagvlinders.

Tabel 16. Vegetatie van de transecten voor opvolging graslanddagvlinders, opgedeeld per sectie van 50 m, op de water- en landzijde.

Transect	Waterzijde	Landzijde
Transect 1	10 secties met graslandfase 2 (dominant stadium, G2)	10 secties met graslandfase 3 (gras-kruidenmix, G3)
Transect 2	9 secties met graslandfase 3 (gras-kruidenmix, G3) 1 sectie met verruigd grasland (R2)	10 secties met graslandfase 3 (gras-kruidenmix, G3)
Transect 3	10 secties met graslandfase 3 (gras-kruidenmix, G3)	10 secties met graslandfase 3 (gras-kruidenmix, G3)
Transect 4	7 secties met graslandfase 4 (glanshavergrasland, G4) 3 secties met graslandfase 3 (gras-kruidenmix, G3)	10 secties met graslandfase 4 (glanshavergrasland, G4)
Transect 5	10 secties met een mozaïek van graslandfase 3 (gras-kruidenmix G3), verruigd grasland (R2) en iepenstruweel (H2)	10 secties met een mozaïek van graslandfase 3 (gras-kruidenmix G3), verruigd grasland (R2) en iepenstruweel (H2)
Transect 6	10 secties met verruigd grasland (R2)	10 secties met graslandfase 4 (glanshavergrasland, G4)

Het tellen gebeurt door het transect op een tempo te wandelen dat toelaat om de soorten te determineren en het aantal individuen te noteren per sectie van 50 m. Enkel vlinders die in een denkbeeldige kooi van 2,5 m links, 2,5 m rechts en 5 m voor je vliegen, worden geteld (Maes et al., 2015). Transecttellingen worden enkel uitgevoerd tussen 10u en 17u en bij geschikt weer voor dagvlinders: temperatuur ≥ 17°C zonder bewolking of temperatuur ≥ 20°C indien er bewolking is, windkracht ≤ 4 Beaufort en geen neerslag (Maes et al., 2015).

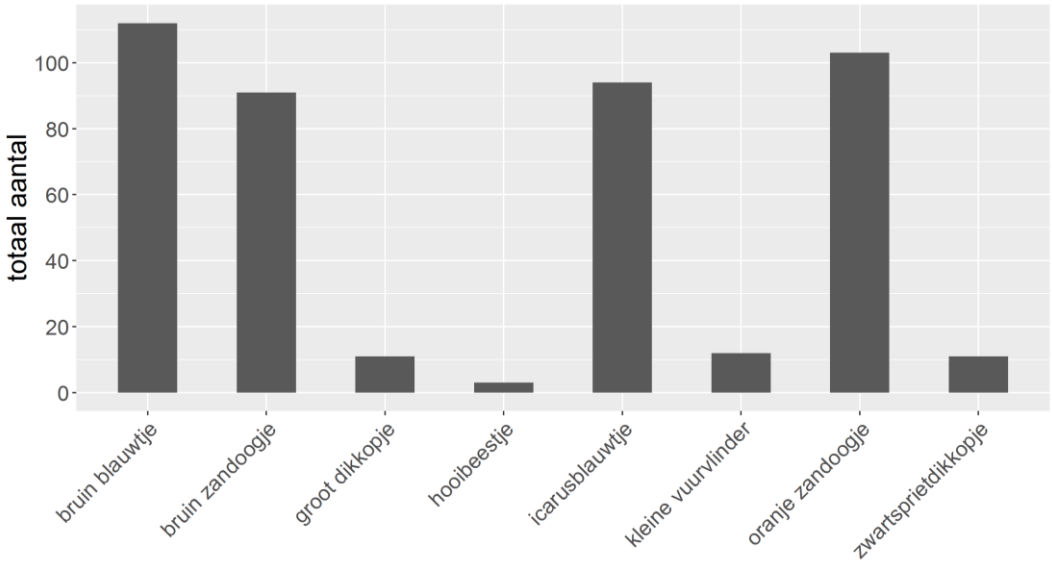
Alle transecttellingen werden 6 keer uitgevoerd in 2018: op 7 en 25 mei, 15 juni, 4 en 24 juli en 17 augustus 2018.

De aandachtsoorten zijn dagvlinders die kenmerkend zijn voor ecologisch waardevolle graslanden: bruin blauwtje, icarusblauwtje, kleine vuurvlinder, bruin zandoogje, oranje zandoogje, hooibeestje, argusvlinder (wellicht niet meer voorkomend in het gebied), zwartsprietdikkopje, geelsprietdikkopje (wellicht niet meer voorkomend in het gebied), groot dikkopje, koninginnenpage, gele luzernevlinder, oranje luzernevlinder, vijfvlek-Sint-Jansvlinder, Sint-Jansvlinder.

5.2 RESULTATEN

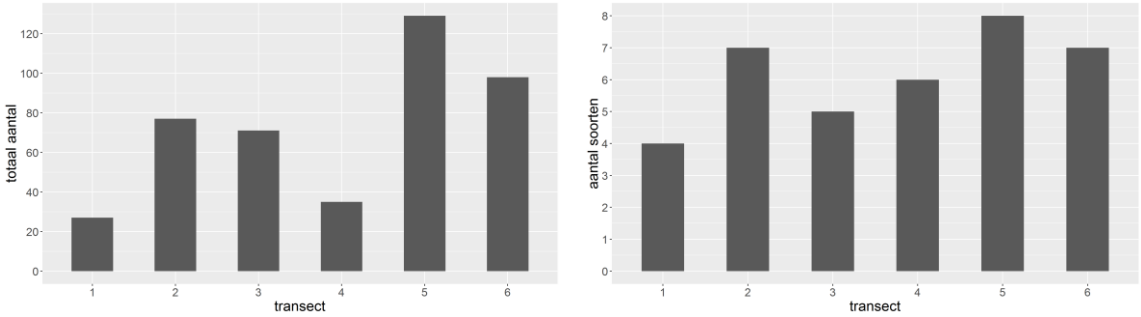
Er werden 8 verschillende soorten graslanddagvlinders aangetroffen: bruin blauwtje, icarusblauwtje, oranje zandoogje, bruin zandoogje, zwartsprietdikkopje, groot dikkopje, kleine vuurvlinder en hooibeestje.

Bruin blauwtje werd het meest aangetroffen in de tellingen, gevolgd door oranje zandoogje, icarusblauwtje en bruin zandoogje. Van hooibeestje werden slechts enkel exemplaren waargenomen (Figuur 34).



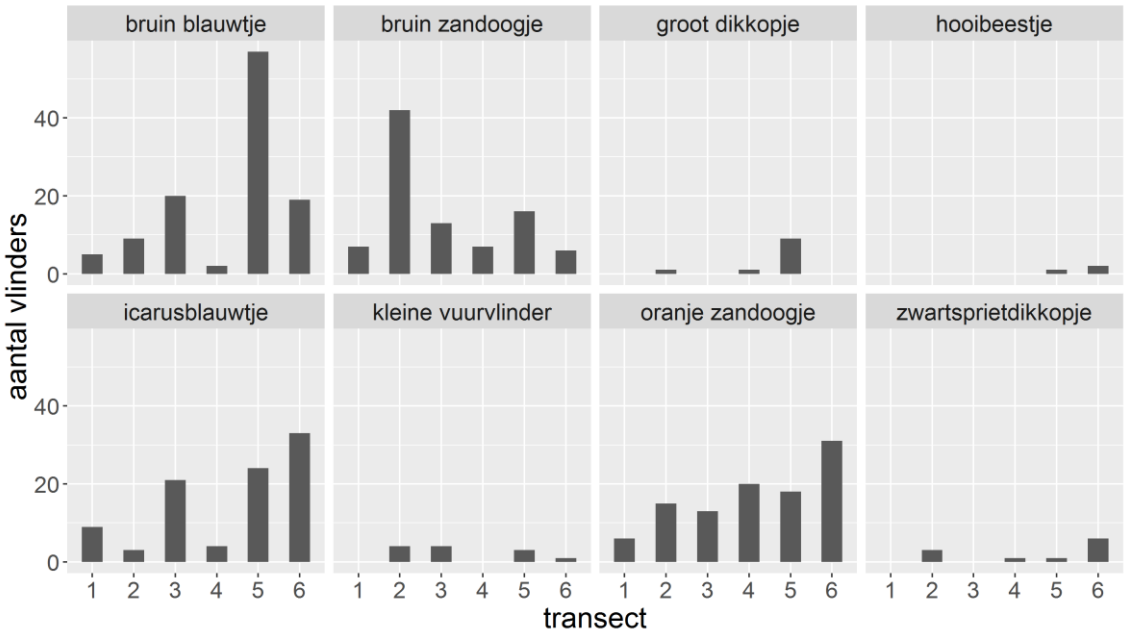
Figuur 34. Het totaal aantal waargenomen vlinders in over alle transecten en rondes heen, opgesplitst per soort.

De hoogste aantallen vlinders en het hoogst aantal soorten was aangetroffen in transect 5 en 6. De laagste aantallen vlinders werden gevonden in transect 1 en 4. Het laagst aantal soorten (4 soorten) is gevonden in transect 1 (Figuur 35).



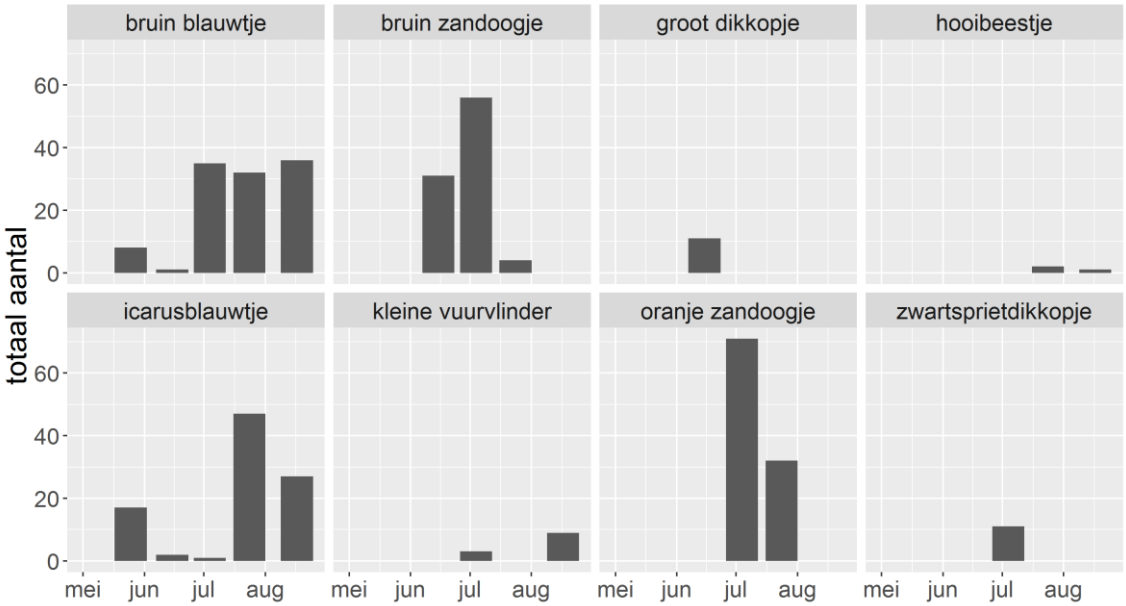
Figuur 35. Het totaal aantal vlinders (links) en het aantal soorten (rechts) in de verschillende transecten.

Bruin blauwtje, icarusblauwtje, oranje zandoogje en bruin zandoogje werden waargenomen in alle transecten. De hoogste aantallen van bruin blauwtje waren aangetroffen in transect 5. Transect 2 herbergde de hoogste aantallen van bruin zandoogje. Transect 6 kende de hoogste aantallen voor icarusblauwtje en oranje zandoogje. Groot dikkopje, hooibeestje, kleine vuurvlinder en zwartsprietdikkopje werden in lage aantallen genoteerd en niet in alle transecten (Figuur 36).



Figuur 36. Het totaal aantal waargenomen vlinders per transect en per soort tijdens de verschillende rondes.

Tijdens de eerste teldatum (7 mei) werden geen dagvlinders waargenomen. Tijdens de tweede teldatum (25 mei) werden kleine aantallen van bruin blauwtje en icarusblauwtje aangetroffen. Op 15 juni werden vooral bruin zandoogje en groot dikkopje aangetroffen. Op 4 juli werden de hoogste aantallen van bruin zandoogje, oranje zandoogje en zwartsprietdikkopje en veel bruin blauwtje geteld. De telling van 24 juli leverde de hoogste aantallen van icarusblauwtje en veel oranje zandoogje en bruin blauwtje op. Op 17 augustus vonden we de hoogste aantallen bruin blauwtje en kleine vuurvlinder en veel icarusblauwtje (Figuur 37).



Figuur 37. De aantallen vlinders per soort waargenomen tijdens de zes rondes.

5.3 DISCUSSIE

De transecten hebben alle een waarde voor graslanddagvlinders, want overal werden bruin blauwtje, icarusblauwtje, oranje zandoogje en bruin zandoogje gevonden. Transect 5 lijkt het waardevolst voor graslanddagvlinders. Hier werden het hoogst aantal soorten en de hoogste aantallen vlinders gevonden. In tegenstelling tot de overige transecten heeft transect 5 een structuurrijke vegetatie bestaande uit een mozaïek van gras-kruidenmix, ruig grasland en struweel. Transect 4 scoort laag naar aantallen vlinders (vooral door de lage aantallen van bruin blauwtje en icarusblauwtje) maar het aantal soorten ligt er vrij hoog (6 soorten). Bovendien werden in dit transect zwartsprietdikkopje en groot dikkopje gevonden. Deze soorten zijn niet in alle trajecten aangetroffen.

De waargenomen vlindersoorten prefereren graslanden. Bruin zandoogje, oranje zandoogje, zwartsprietdikkopje en groot dikkopje verkiezen eerder productieve en ruige graslanden. Hooibeestje daarentegen heeft een voorkeur voor weinig productieve graslanden met lage vegetatie. Bruin blauwtje, icarusblauwtje en kleine vuurvlinder verkiezen matig voedselrijke graslanden (Maes et al., 2013).

De waardplanten van de meeste aangetroffen vlindersoorten zijn grassen. Voor bruin blauwtje en icarusblauwtje vormen vlinderbloemigen de waardplanten, voor kleine vuurvlinder zijn het zuringsoorten (Maes et al., 2013).

Alle waargenomen vlindersoorten zijn mobiele soorten, behalve hooibeestje. Deze soort is weinig mobiel (Maes et al., 2013). Hooibeestje is waargenomen in lage aantallen (1-2) in transect 5 en transect 6.

Alle waargenomen vlindersoorten behoren tot de Rode-Lijst categorie 'momenteel niet in gevaar', behalve zwartsprietdikkopje ('kwetsbaar') (Maes et al., 2011). Zwartsprietdikkopje is waargenomen in lage aantallen (1-6) in 4 transecten.

Voor de waargenomen vlinders is het van belang dat er nectaraanbod (bloemen) is in de zomermaanden en dat er overwinteringsplaatsen zijn voor het ei of de rups tijdens de winter. Dit kan worden bekomen door een deel van de vegetatie ongemoeid te laten. Een gefaseerd (gespreid in ruimte en tijd) maaibeheer en/of extensieve begrazing kunnen hiervoor zorgen. Deze beheermaatregelen zijn dan ook gunstig voor graslandvlindersoorten (Maes et al., 2013).

Langs de rechteroever tussen Olsene- en Machelenbrug werd in 2018 Iepenpage waargenomen (waarnemingen.be[1]) in transect 3. Doordat de focus lag op graslandvlinders werd deze soort niet aangetroffen tijdens onze telrondes. Er werd immers niet actief op iepenstruweel gezocht en de volwassen vlinder wordt minder vaak op bloemen gezien. De iepenpage gebruikt verschillende soorten iep als waardplant en de vlinders zijn honkvast. Het behouden of aanplanten van iepen langs de Leie in dit traject is een gunstige maatregel voor de soort. Iepenpage behoort tot de Rode-Lijst categorie 'kwetsbaar' (Maes et al., 2011).

[1] https://waarnemingen.be/species/668/maps/?use_interval=on&start_date=2018-05-01&interval=31536000&end_date=2019-05-01&map_type=grid10k

6 INVENTARISATIE VLEERMUIZEN

Joris Everaert

6.1 MATERIAAL EN METHODEN

Van begin april tot eind oktober 2018 werd de activiteit van vleermuizen onderzocht langs het volledige pand 140 door middel van actieve (punt-)transect metingen en passieve metingen met vier automatische batdetectors. Zowel bij de actieve als passieve metingen op vaste punten, werd het aantal detecties van vleermuizen (in de betekenis van het aantal passages) geregistreerd. Het aantal passages geeft een relatieve indicatie voor vleermuisactiviteit, dus de mate waarin vleermuizen het landschap gebruiken. Het totaal aantal passages zegt niets over het gebruik als vliegroute of als foerageergebied. Verschillende onderzoekers, die aan de hand van het type echolocatie onderscheid maakten tussen voorbijvliegen en vangstpogingen, vonden echter een sterke correlatie tussen het aantal vangstpogingen en de totale vleermuisactiviteit (Walsh & Harris, 1996; Russo & Jones, 2003; Kusch et al., 2004). De totale activiteit geeft dus ook informatie over de mate van foerageren.

6.1.1 Actieve (punt-)transect-metingen met mobiele batdetector

Met een Anabat Walkabout (Titley Scientific) mobiele batdetector werden op 18 avonden (telkens 9 avonden aan resp. de noordkant en zuidkant van de Leie) met gunstig inventarisatie-weer (weinig wind, geen regen, temperatuur van meer dan 10°C) vanaf 50 min tot 3-4 u na zonsondergang passages van vleermuizen geregistreerd (Figuur 38 en Tabel 17). Dit gebeurde door het volledige pand (9 kilometer lengte aan elke kant van de Leie) met de fiets traag af te rijden langs de parallelweg naast de Leie. Enkel een zone van 950 meter aan de zuidkant werd niet bezocht omdat deze enkel te voet bereikbaar was. Voor de meeste van deze losse transectwaarnemingen is een opgenomen geluidsbestand beschikbaar. Bij twijfel of een nieuwe detectie een ander individu betrof, werd er slechts een nieuwe waarneming geregistreerd als deze op meer dan 100 m van de andere waarneming gedetecteerd was.

Bijkomend werd tijdens deze transect-metingen aan zowel de noordkant als zuidkant van de Leie op 10 vaste punten (Figuur 38) gedurende 10 min het aantal vleermuispassages per soort geregistreerd, eerst 5 min langs de waterkant (subpunt 'water') en meteen daarna apart 5 min langs de straatkant (subpunt 'weg'). De detectie van sociale geluiden, wat mogelijk kan wijzen op de aanwezigheid van verzamelplaatsen in de buurt, werd ook vastgelegd.

Tabel 17. Datums (Punt-)Transect-metingen langs pand 140 in 2018 in het voorjaar (april-mei), zomer (juli-aug) en najaar (sept-okt). Zie ook Figuur 38 en Bijlage 3.

Noordkant (N) Leie	6 april	18 april	6 mei	5 juli	24 juli	14 aug	9 sept	27 sept	8 okt
Zuidkant (Z) Leie	7 april	19 april	7 mei	4 juli	25 juli	15 aug	7 sept	26 sept	7 okt

De startlocatie werd afgewisseld (punt 1 of 10) om een mogelijk effect van de tijd na zonsondergang zoveel mogelijk te vermijden. Tijdens de (punt-)transect-metingen kon voor de meeste waarnemingen al ten velde de soort worden bepaald. Bij twijfel gebeurde de soortdeterminatie nadien op basis van een analyse van de WAV geluidsopname met het programma Batsound (Pettersson Elektronik).

De keuze van de 10 vaste meetpunten werd eerst tijdens een desktop verkenning op ruwe wijze random op kaart gemaakt, gemiddeld ongeveer om de 900 m verspreid over het pand. Tijdens een verkennend terreinbezoek werd daarna de exacte locatie bepaald op basis van toegankelijkheid en veiligheid langs het water. Voor de sub-meetpunten langs het water konden op die manier wel aan zowel de noordkant als zuidkant van de Leie vier punten worden gekozen waar een plasberm aanwezig was (binnen de 50 m). De exacte locatie en omgeving van alle meetpunten is weergegeven in bijlage 3.

6.1.2 Passieve continue metingen met automatische batdetectors op vaste punten

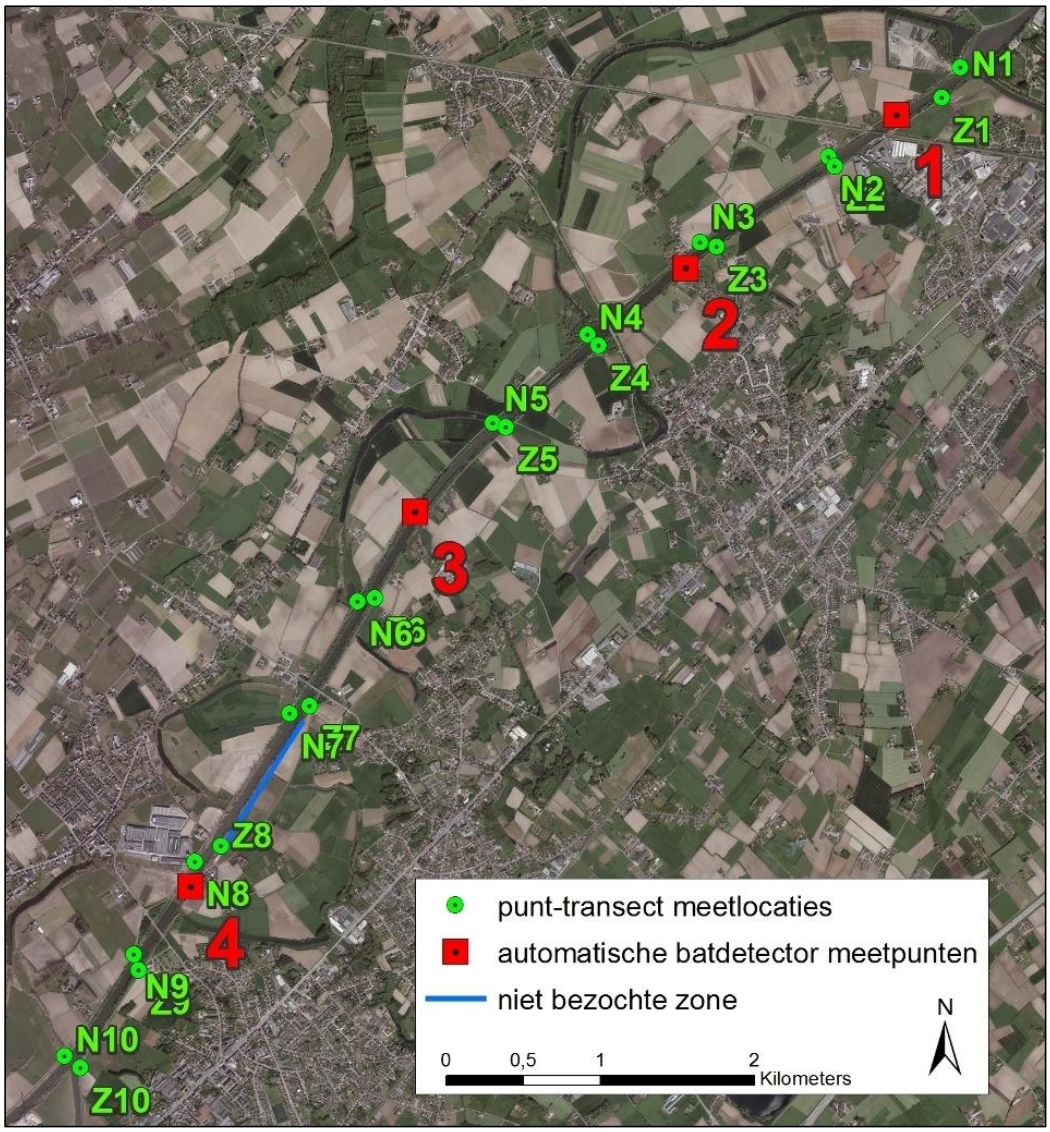
Met vier Anabat Swift (Titley Scientific) automatische batdetectors werden gedurende 90 tot 99 volledige nachten alle passerende vleermuizen geregistreerd (zonsondergang tot zonsopgang), tegelijk op vier vaste punten langs de waterkant (Figuur 38 en Tabel 18). Het verschil tussen de 90 tot 99 nachten is een gevolg van het feit dat de batterijduur van de detectors niet gelijk was.

Er werd gewerkt met het 'aantal detecties'. De detector maakt namelijk een geluidsopname per vleermuispassage bestaande uit een reeks geluidspulsen met een maximale tussentijd van 500 milliseconden. Voor elke detectie (vleermuispassage) is een opgenomen WAV geluidsopname beschikbaar. De opnames kunnen echter ook geen vleermuissignalen bevatten, vooral in de zomer als de detector kan getriggerd worden door het geluid van sprinkhanen.

Tabel 18. Automatische batdetector metingen op vier vaste punten (zie Figuur 38) langs de waterkant in pand 140 in het voorjaar (april-mei), zomer (juli-aug) en najaar (sept-okt) van 2018. De cijfers tonen het aantal volledige opeenvolgende meetnachten.

	april	**mei**	**juli**	**aug**	**sept**	**okt**	**totaal**
Punt 1 (noordkant Leie)	13	22	16	10	18	16	**95**
Punt 2 (zuidkant Leie)	13	22	20	10	18	16	**99**
Punt 3 (noordkant Leie)	13	22	20	10	18	16	**99**
Punt 4 (zuidkant Leie)	13	22	11	10	18	16	**90**

De keuze van de meetpunten werd eerst op ruwe wijze random op kaart gemaakt, verspreid over het pand. Tijdens het verkennend bezoek werd daarna de exacte locatie bepaald op basis van de mogelijkheid om de detector te installeren in een boom langs de waterkant, steeds op ongeveer 5 m hoogte. De ultrasone omni-directionele microfoon werd steeds gericht naar het water (Foto 14) omdat de vleermuisactiviteit langs de waterkant het doel was van de automatische metingen. De exacte locatie en omgeving van de vier meetpunten is weergegeven in bijlage 4.



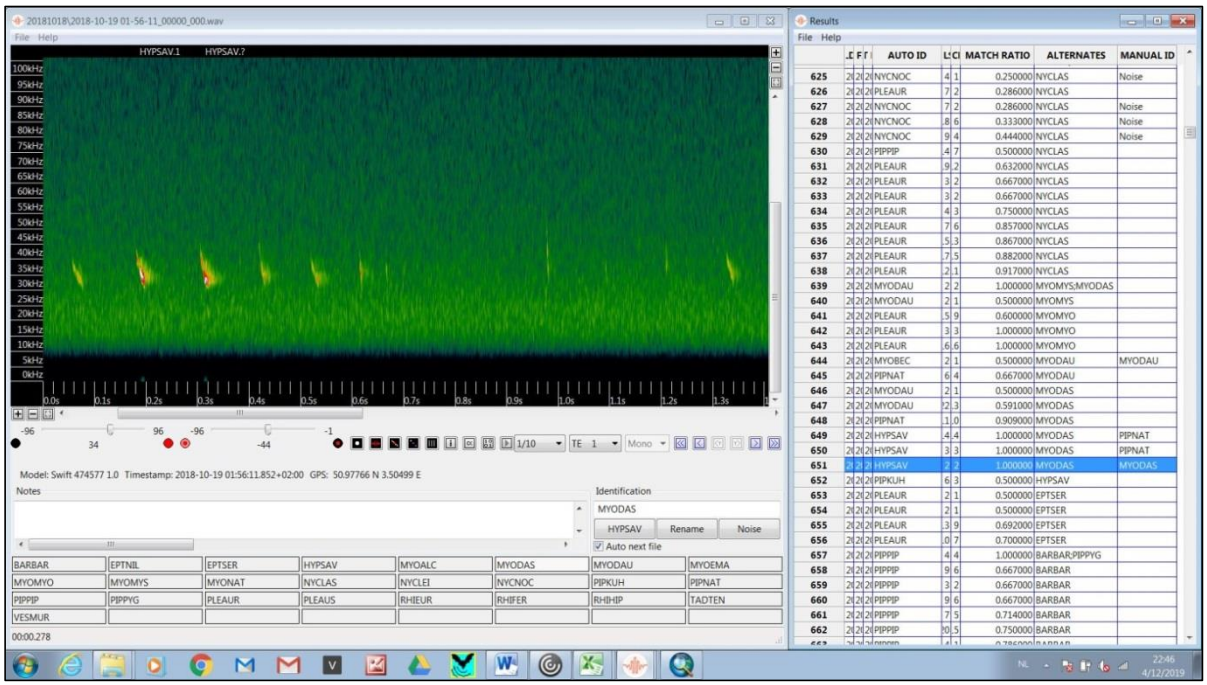
Figuur 38. Punt-transect meetpunten (N1-N10 langs de noordkant Leie, Z1-Z10 langs de zuidkant) en vier automatische batdetector meetpunten (nr. 1 en 3 aan noordkant, nr. 2 en 4 aan zuidkant) in pand 140. De Punt-transect meetpunten waren nog verder ingedeeld in 'straatkant' en 'waterkant' (niet apart weergegeven in de figuur).

Foto 14. Een automatische batdetector met externe microfoon langs de Leie en de installatie ervan.

Alle geluidsopnames zijn verwerkt in het programma Kaleidoscope Pro (Wildlife Acoustics Inc.). Deze software geeft via de ingebouwde 'auto-ID classifier Bats of Europe' (versie 5.1.0) per opname in een resultatentabel automatisch aan of het om 'noise' gaat (= een valse opname zonder vleermuissignalen of met vleermuissignalen die te zwak zijn om door de software te worden herkend), een ongedetermineerde soort (als 'no ID') of de gedetermineerde (met vermelding van zekerheidsgraad). Verder is er ook een veld 'alternates' in de resultatentabel, waar eventueel nog andere soorten zijn opgegeven. Dit kan wijzen op de aanwezigheid van signalen van meerdere soorten in de opname, of dat er voor de determinatie twijfel is met een andere soort. Tijdens een manuele controle van opnames, kan men in het veld 'manual ID' een eigen determinatie opgeven (Figuur 39). Voor soorten zoals gewone dwergvleermuis, ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis is de betrouwbaarheid van de software zeer hoog tot voldoende (bv. gewone dwergvleermuis 99%). Voor andere soorten, vooral binnen de Myotis groep (bv. baardvleermuis, watervleermuis) maakt de software nog relatief veel fouten.

De opnames waarbij de software enkel de gewone dwergvleermuis aangaf in het 'auto ID' veld (dus zonder 'alternates' soorten) werden niet manueel gecontroleerd. Alle andere opnames werden wel manueel gecontroleerd (incl. 'no-ID') behalve deze die als 'noise' werden aangegeven. Hoewel er ook in de 'noise' opnames af en toe vleermuissignalen zitten, betreffen dit dan steeds vage signalen (op relatief grote afstand van de detector). Omdat er soms meerdere tegelijk overvliegende soorten aanwezig zijn in dezelfde opname (vooral in de opnames met de meest voorkomende gewone en ruige dwergvleermuis) zijn ook alle opnames manueel gecontroleerd waarvoor in het veld 'alternates' één of meerdere soorten waren opgegeven, dus ook de opnames met 'auto-id' gewone dwergvleermuis.

Voor potentieel zeldzame soorten (bv. meervleermuis, bosvleermuis) is steeds een gedetailleerde manuele analyse van de geluidspulsen uitgevoerd. Hiervoor werd het programma BatSound (Pettersson Elektronik) gebruikt.



Figuur 39. Manuele controle en verwerking van vleermuisopnames in Kaleidoscope Pro.

De informatie in de (deels) manueel nagekeken resultatentabel van de Kaleidoscope software, werd uiteindelijk als csv-bestand geïmporteerd in Microsoft Excel waarna een verdere definitieve verwerking volgde, o.a. om de opnames met meerdere soorten op te splitsen.

6.2 RESULTATEN

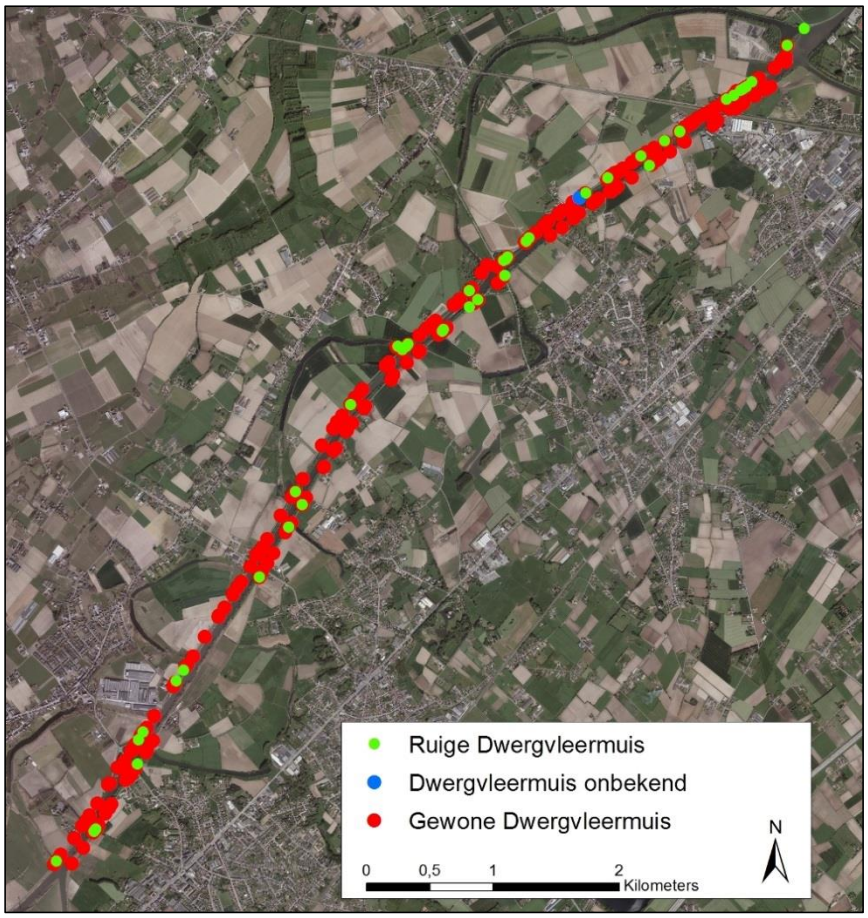
6.2.1 Actieve (punt-)transect-metingen met mobiele batdetector

6.2.1.1 Losse transect-detecties over het hele traject

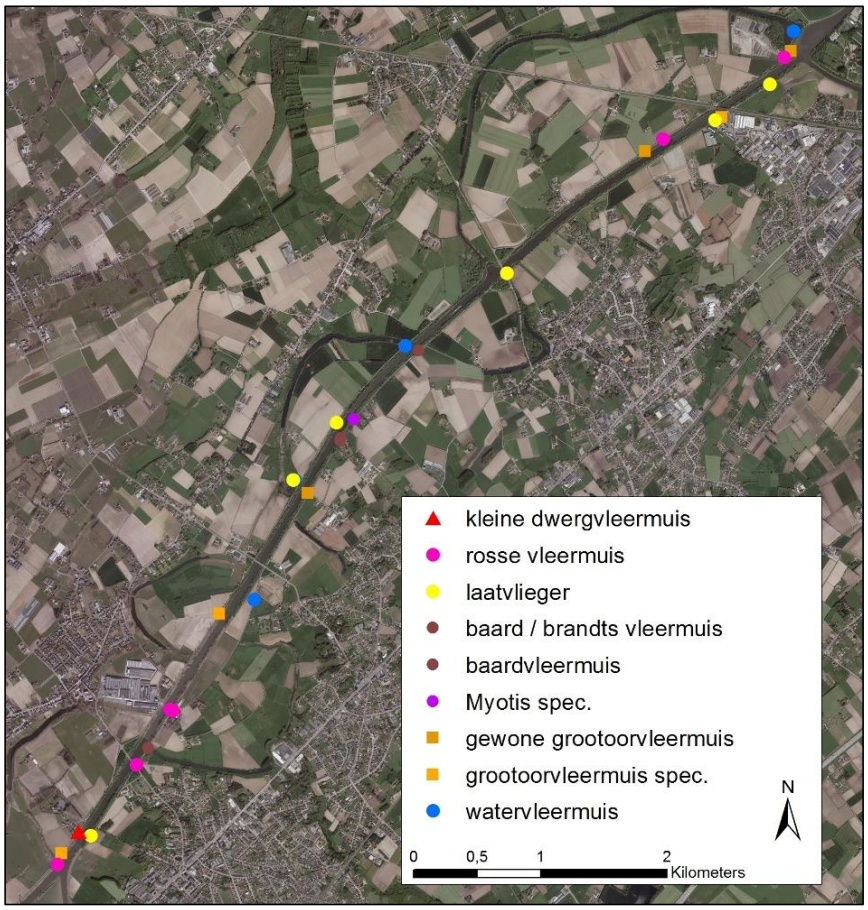
Aangezien de losse transect-waarnemingen werden verricht tijdens het fietsen langs de parallelweg naast de Leie, was de kans op detectie van (laag) over de Leie vliegende vleermuizen erg klein, behalve voor rosse vleermuis waarvan het geluid ver genoeg reikt. De losse waarnemingen hadden dus vrijwel allemaal betrekking op vleermuizen die langs de parallelweg naast de Leie vlogen of in de zone tussen de weg en het water waar in het grootste deel van het traject bomen of struiken aanwezig zijn.

Er werden bij de losse waarnemingen 8 soorten vastgesteld (Figuur 40 en 41). De gewone dwergvleermuis werd tijdens alle seizoenen quasi overal verspreid langs het traject waargenomen. Ook de ruige dwergvleermuis werd op verschillende plaatsen gedetecteerd, de overgrote meerderheid daarvan in het voor- en najaar.

Van de overige soorten waren er telkens enkele verspreide waarnemingen van watervleermuis, baardvleermuis (gewone baardvleermuis of Brandts vleermuis), grootoorvleermuis (gewone grootoor/grootoor spec.), laatvlieger en rosse vleermuis (Figuur 41). Op 25 juli werd de zeldzame kleine dwergvleermuis waargenomen in het meest zuidelijk deel langs de noordkant van de Leie. Details van de waarnemingen zijn digitaal beschikbaar.



Figuur 40.
Losse transect-waarnemingen van gewone en ruige dwergvleermuis.



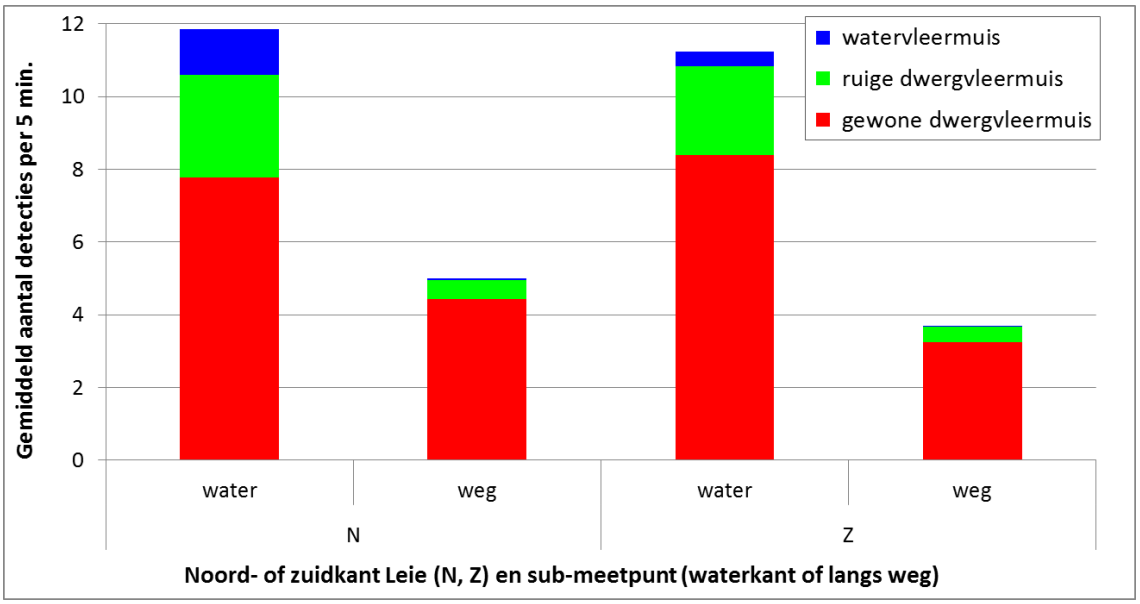
Figuur 41.
Losse transect-waarnemingen van minder algemene soorten.

doi.org/10.21436/inbor.17478670

6.2.1.2 Punt-transect-detecties op vaste meetpunten verspreid over het traject

De soorten die bij de punt-transect-metingen op vaste punten werden geregistreerd, zijn dezelfde als tijdens de losse transect-metingen, behalve de kleine dwergvleermuis (Bijlage 5).

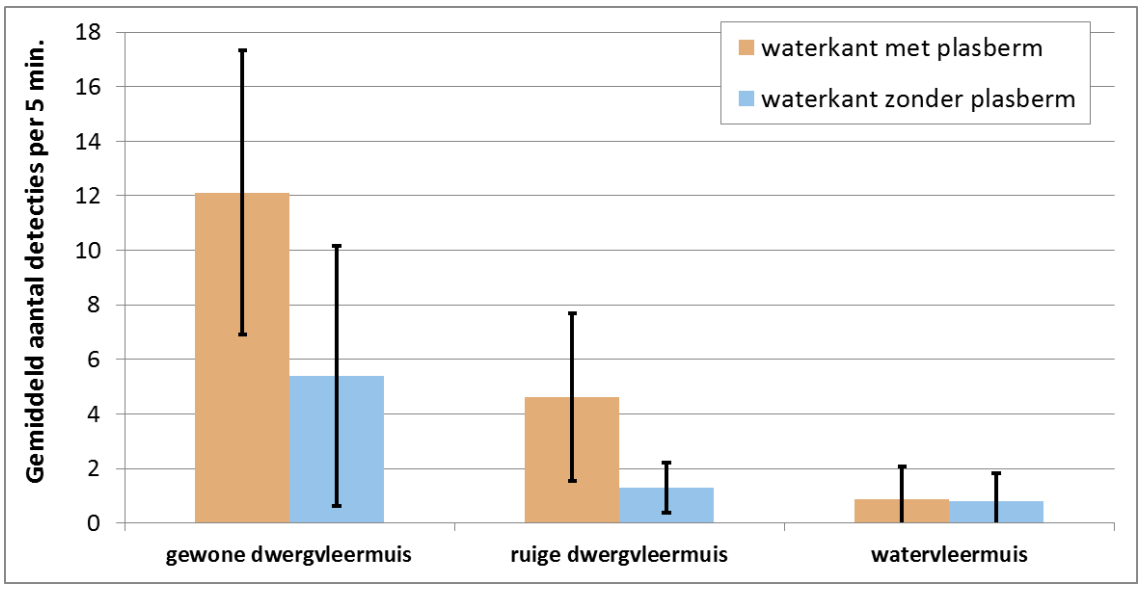
De resultaten tonen duidelijk dat er aan de waterkant meer passages van de meest algemene soorten werden gedetecteerd dan aan de kant van de weg. Zoals verwacht waren er van watervleermuis vrijwel uitsluitend waarnemingen aan de waterkant (Figuur 42). Globaal is er geen indicatie van een duidelijk verschil tussen het traject aan de noordkant en zuidkant van de Leie (Figuur 42). De variatie onder de telpunten was wel vrij groot. Een samenvattende tabel voor alle soorten per seizoen en per telpunt is weergegeven in bijlage 5.



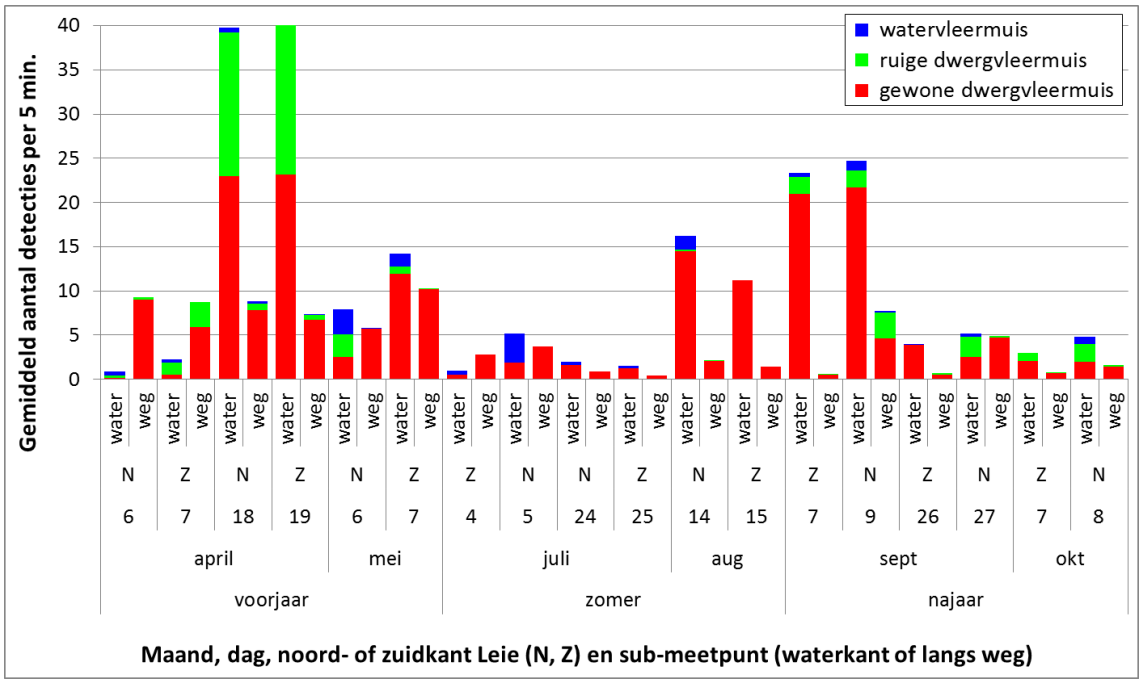
Figuur 42. Gemiddeld aantal detecties (= als vleermuispassages) van de meest algemene soorten bij de punt-transect-metingen. Het aantal toont het gemiddelde op de 10 telpunten (opgesplitst in waterkant en kant van de weg) met per seizoen 3 bezoeken aan elke kant van de Leie.

In vergelijking met locaties langs het water zonder plasberm was het gemiddeld aantal detecties van gewone en ruige dwergvleermuis opvallend groter op locaties langs het water met een plasberm in de onmiddellijke nabijheid (meetpunten 3, 7, 8 en 9 langs noordkant Leie, en 1, 2, 4 en 8 langs zuidkant Leie, zie ook bijlage 3). Voor de watervleermuis is dit verschil niet te zien. De variatie onder de verschillende meetpunten was echter groot, zeker voor de gewone dwergvleermuis. Voor de ruige dwergvleermuis is het mogelijk gunstig effect van de huidige plasbermen het meest duidelijk (Figuur 43). Een meer diepgaande analyse, incl. met diverse andere mogelijke factoren die een invloed kunnen hebben op de vleermuisactiviteit, kon in het kader van het onderzoek (nog) niet uitgevoerd worden.

De grootste aantallen passages van de gewone en ruige dwergvleermuis werden gedetecteerd in het voor- en najaar. De activiteit van ruige dwergvleermuis was het grootst tijdens het voorjaar, voornamelijk omwille van een piek op 18 en 19 april. In het najaar is dergelijke piek voor ruige dwergvleermuis niet opgemerkt (Figuur 44). In de zomer was de activiteit van gewone dwergvleermuis duidelijk minder, hoewel tijdens de laatste telling in augustus reeds een stijging merkbaar is langs de waterkant. Het aantal detecties van ruige dwergvleermuis was zeer klein in de zomer (Figuur 44).

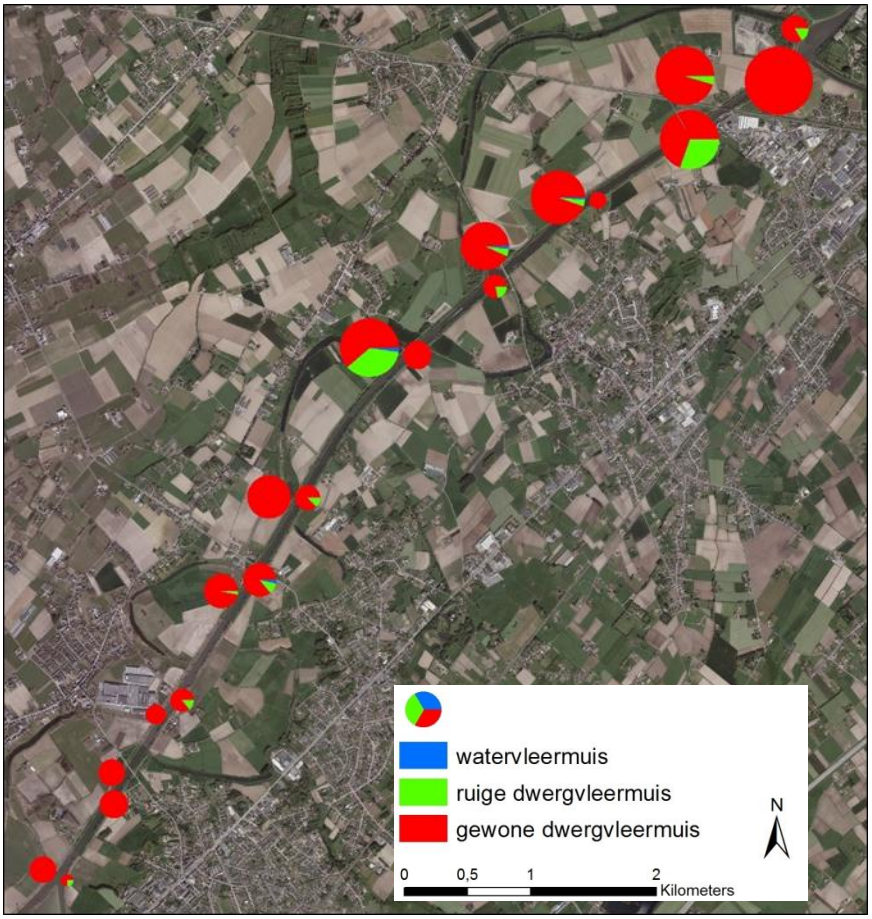


Figuur 43. Gemiddeld (± standaarddeviatie) aantal detecties (= als vleermuispassages) van de meest algemene soorten bij de punt-transect-metingen langs de waterkant van zowel de noordkant als zuidkant van de Leie, met weergave van het verschil tussen de meetpunten met (n = 4+4) of zonder (n= 6+6) plasberm in de directe nabijheid (binnen 50 m).

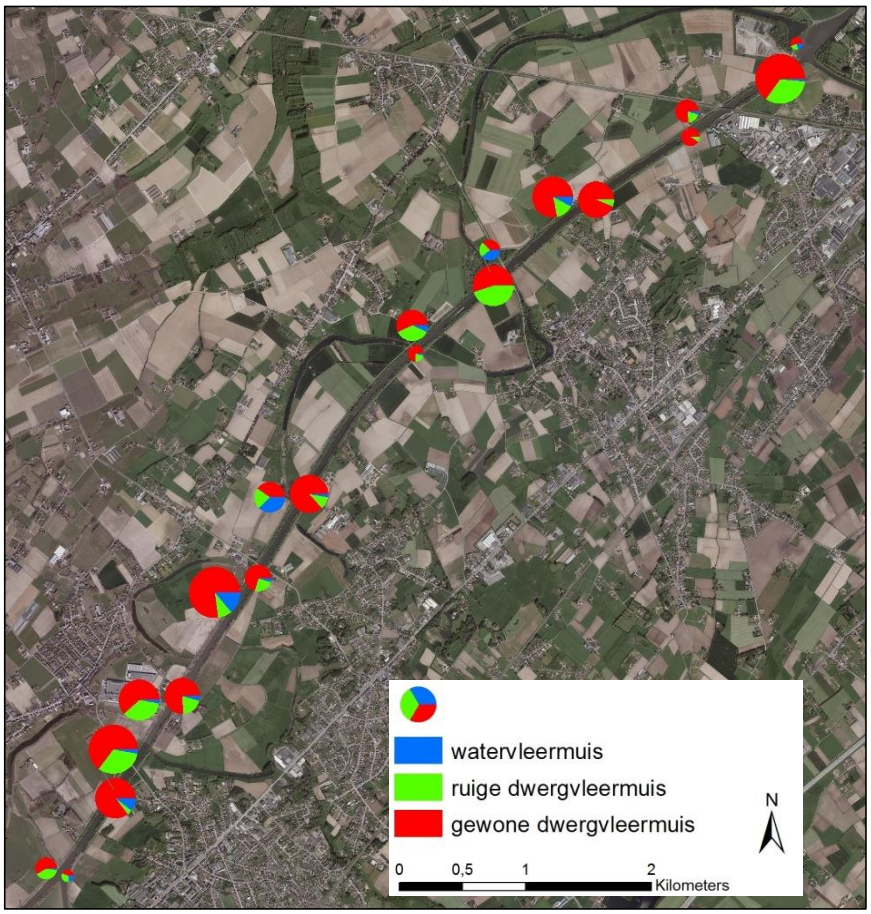


Figuur 44. Gemiddeld aantal detecties (= als vleermuispassages) van de meest algemene soorten bij de punt-transect-metingen. Gemiddelde van de 10 telpunten (opgesplitst in waterkant en kant van de weg) met per seizoen 3 bezoeken aan elke kant van de Leie.

Als we het globaal verschil bekijken onder de verschillende telpunten, lijkt de activiteit van gewone dwergvleermuis langs de kant van de weg minder te zijn in de zuidelijke helft van het traject, zowel aan de noordkant als deels ook zuidkant van de Leie. Aan de waterkant lijkt de variatie meer random verspreid over het traject, ook voor de andere soorten (Figuur 45 en 46). De activiteit van ruige dwergvleermuis bleek sterk afhankelijk van de locatie, zowel voor het aantal detecties als het aandeel in vergelijking met gewone dwergvleermuis.



Figuur 45.
Aandeel en relatief verschil in het aantal passages van de meest algemene soorten (zie ook info in Figuur 38) tijdens de punt-transect-metingen langs de kant van de weg.



Figuur 46.
Aandeel en relatief verschil in het aantal passages van de meest algemene soorten (zie ook info in Figuur 38) tijdens de punt-transect-metingen langs de waterkant.

6.2.2 Passieve continue metingen met automatische batdetectors op vaste punten

De vier vaste meetpunten met automatische batdetectors (Figuur 38, Bijlage 4) waren allemaal gesitueerd langs de waterkant van de Leie, twee aan de noordkant (punt 1 en 3) en twee aan de zuidkant (punt 2 en 4). Hierdoor was het mogelijk om alle vleermuizen te detecteren die langs de waterkant of in de buitenrand daarvan vlogen, en in geval van zeldzame soorten zoals meervleermuis ook de vliegrichting te bepalen (zie verder bij de bespreking per soort).

In Tabel 19 staat een samenvatting van alle opnames (registraties) inclusief deze die tijdens de verwerking werden geclassificeerd als ruisopname zonder of met slechts zwakke vleermuissignalen (= noise). In totaal waren er 432.445 opnames waarvan 133.781 zekere vleermuisopnames. Het grote aantal ruisopnames was grotendeels omwille van het geluid van sprinkhanen tijdens de zomer. Er werden 10 soorten vastgesteld (Tabel 19).

Tabel 19. Aantal opnames met automatische batdetectors op vier vaste punten langs de waterkant in pand 140 in het voorjaar (april-mei), zomer (juli-aug) en najaar (sept-okt) van 2018.

	punt 1 (95 nachten)	**punt 2** (99 nachten)	**punt 3** (99 nachten)	**punt 4** (90 nachten)
gewone dwergvleermuis (PIPPIP)	41121	11648	13881	35571
ruige dwergvleermuis (PIPNAT)	6390	4681	3734	6588
kleine dwergvleermuis (PIPPYG)			1	1
watervleermuis (MYODAU)	830	828	3465	3919
meervleermuis (MYODAS)	7	7	10	10
baardvleermuis (MYOMYS)[1]	3	29	29	150
(gewone) grootoor (PLEAUR)[2]	177	96	99	38
laatvlieger (EPTSER)	94	51	32	30
rosse vleermuis (NYCNOC)	93	60	60	39
bosvleermuis (NYCLEI)	3	1	5	
ruisopname (noise)[3]	*104535*	*50216*	*59345*	*84568*
Totaal van opnames	**153253**	**67617**	**80661**	**130914**
Totaal van vleermuisopnames	**48718**	**17401**	**21316**	**46346**

(1) Wellicht allemaal gewone baardvleermuizen maar op basis van het geluid kan Brandts vleermuis (die wellicht niet voorkomt in de regio) vaak niet uitgesloten worden.

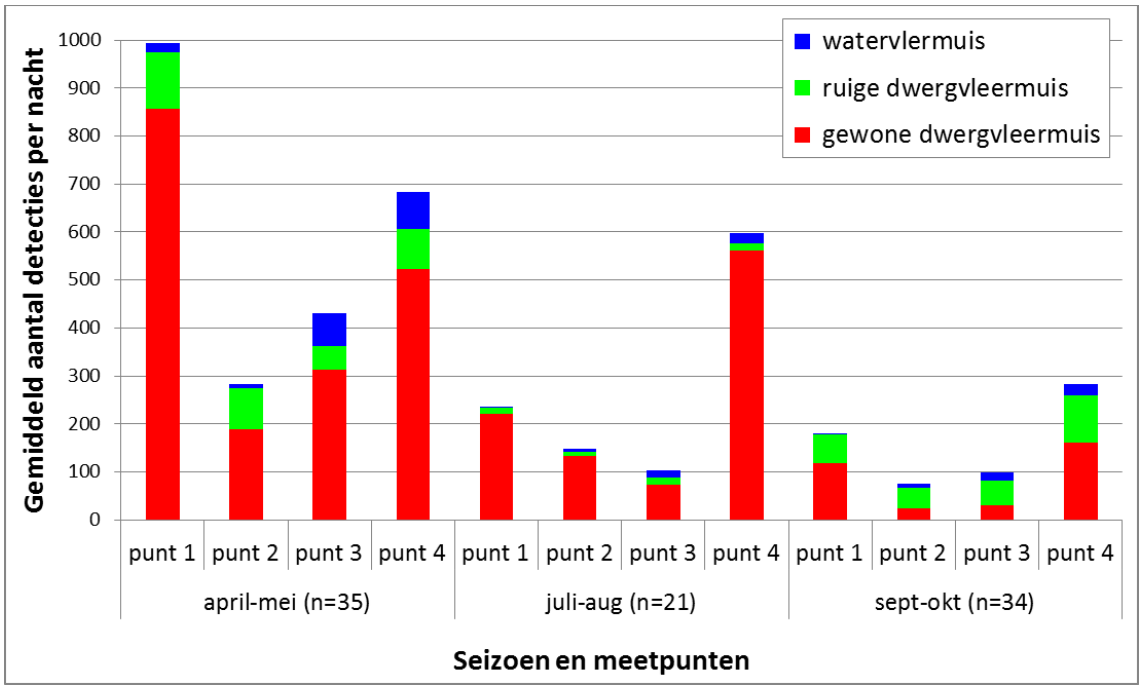
(2) Wellicht allemaal gewone grootoor maar op basis van het geluid kan de zeldzame grijze grootoor vaak niet uitgesloten worden.

(3) Geen vleermuissignalen (bv. sprinkhaan) of te zwakke vleermuissignalen.

Net zoals ook bij de punt-transect-metingen, is er bij de automatische batdetector metingen geen indicatie van een duidelijk verschil in vleermuisactiviteit aan de noordkant (punt 1 en 3) en zuidkant (punt 2 en 4) van de Leie. Het is wel opvallend dat het aantal detecties van gewone en ruige dwergvleermuis het grootst was aan punt 1 en 4, en voor de watervleermuis aan punt 3 en 4 (Tabel 19). Het resultaat voor het gemiddelde aantal detecties per nacht per seizoen is gelijkaardig, hoewel de verschillen voor de ruige dwergvleermuis in het voor- en najaar relatief klein zijn (Figuur 47). Aan punt 4 waren er opmerkelijk meer detecties van baardvleermuis dan aan de andere punten, terwijl dit voor zowel de grootoor, laatvlieger en rosse vleermuis het geval was aan punt 1 (Tabel 19).

De hoogste activiteit van gewone dwergvleermuis werd geregistreerd in het voorjaar, behalve voor meetpunt 4 met een gelijkaardige doch iets hogere activiteit in de zomer. Voor de ruige dwergvleermuis was de activiteit het hoogst in het voor- en najaar (Figuur 47).

Om het beste te kunnen vergelijken, zijn in de figuren 47-55 enkel die nachten verwerkt waarbij alle vier de detectors tegelijk actief waren (= 90 nachten).



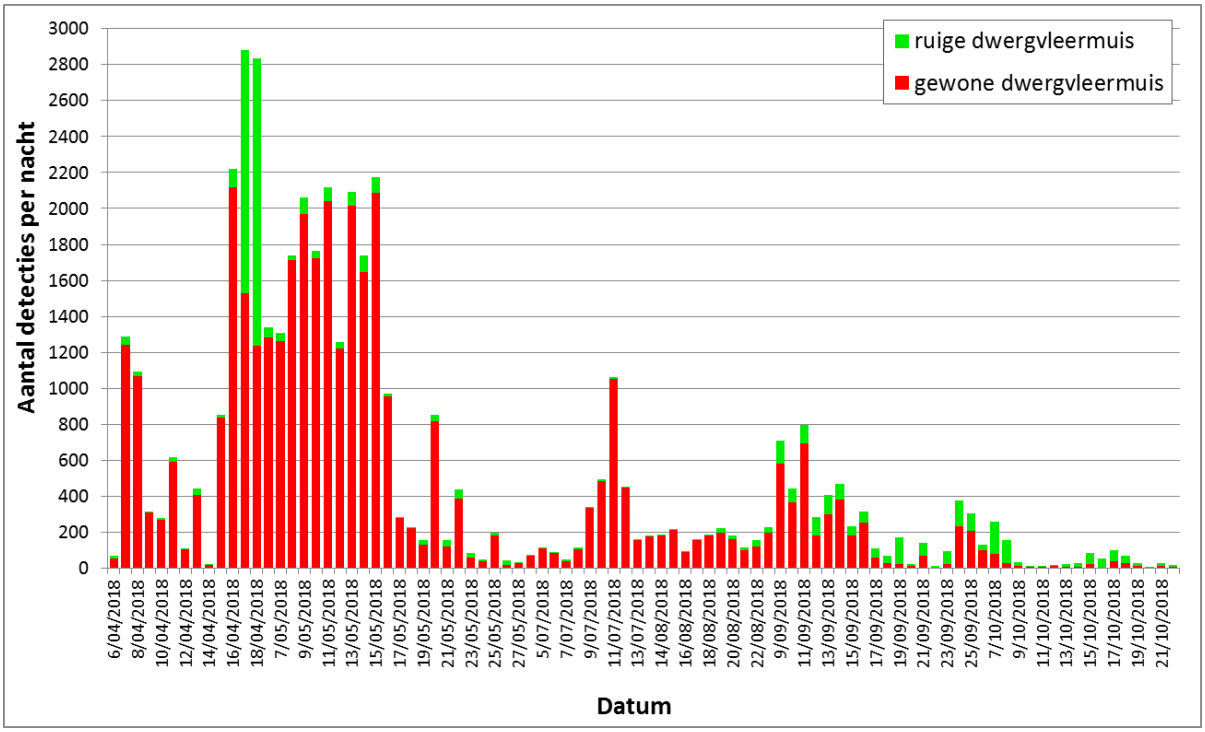
Figuur 47. Gemiddelde aantal detecties per nacht van de meest algemene soorten op 4 vaste punten met automatische batdetectors (zie ook Figuur 38) per seizoen (april-mei, juli-aug, sept-okt). Het 'n' aantal per seizoen is het hier in rekening gebrachte aantal nachten waarin alle detectors actief waren. De punten 1 en 3 zijn gesitueerd aan de noordkant van de Leie, de punten 2 en 4 aan de zuidkant van de Leie.

Als we de resultaten van de meest voorkomende soorten bekijken per nacht, zien we dat de vleermuisactiviteit sterk kan variëren per nacht of deelperiode (Figuren 48-55). Het aantal vleermuispassages toont ook enkele zeer opvallende pieken tijdens bepaalde nachten, die vaak terug te vinden zijn op alle meetpunten. Dit is in enkele nachten zeer goed zichtbaar tijdens het voorjaar voor o.m. de gewone en ruige dwergvleermuis en watervleermuis.

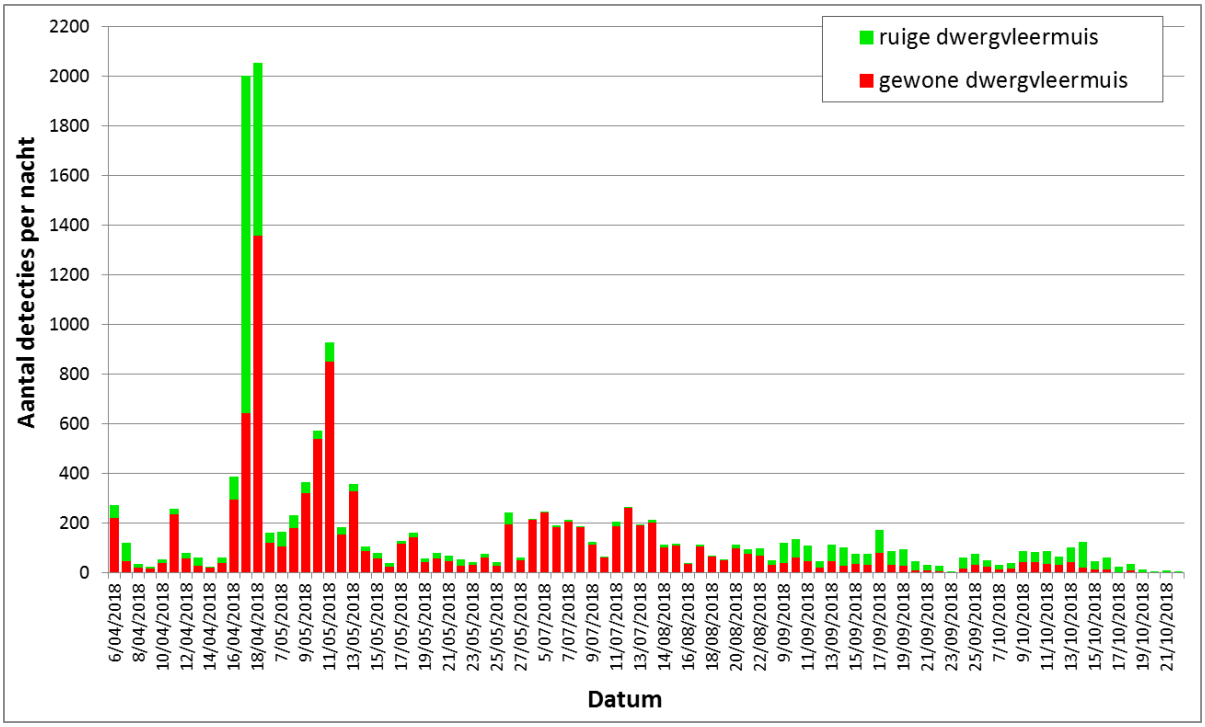
In vergelijking met de actieve metingen, verliepen de passieve continue metingen soms tijdelijk in minder ideale weersomstandigheden. In de meteogegevens (Figuur 56) zien we enkele zeer waarschijnlijke relaties met de vleermuisactiviteit. Zo kwam bijvoorbeeld de zeer sterke piek in activiteit (van zowel gewone en ruige dwergvleermuis en watervleermuis) tussen 16 en 18 april, op een moment dat de gemiddelde temperatuur voor het eerst boven de 15°C kwam en ook vlak na veel regenval op 14 en 15 april. In nog een piekperiode na 6 mei komt de gemiddelde temperatuur voor het eerst tot in de buurt van 20°C. Tussen 16 en 19 mei is er een sterke daling in de temperatuur en veel wind, met opvallend minder vleermuisactiviteit. In het najaar is voor de gewone en ruige dwergvleermuis bijvoorbeeld een relatief lage activiteit in een periode met veel neerslag (23 sept).

Het aantal passages van grootoor was het grootst tijdens het najaar. Voor de laatvlieger en rosse vleermuis kunnen geen bijzondere verschillen worden gezien onder en binnen de seizoenen (Figuren 52-55).

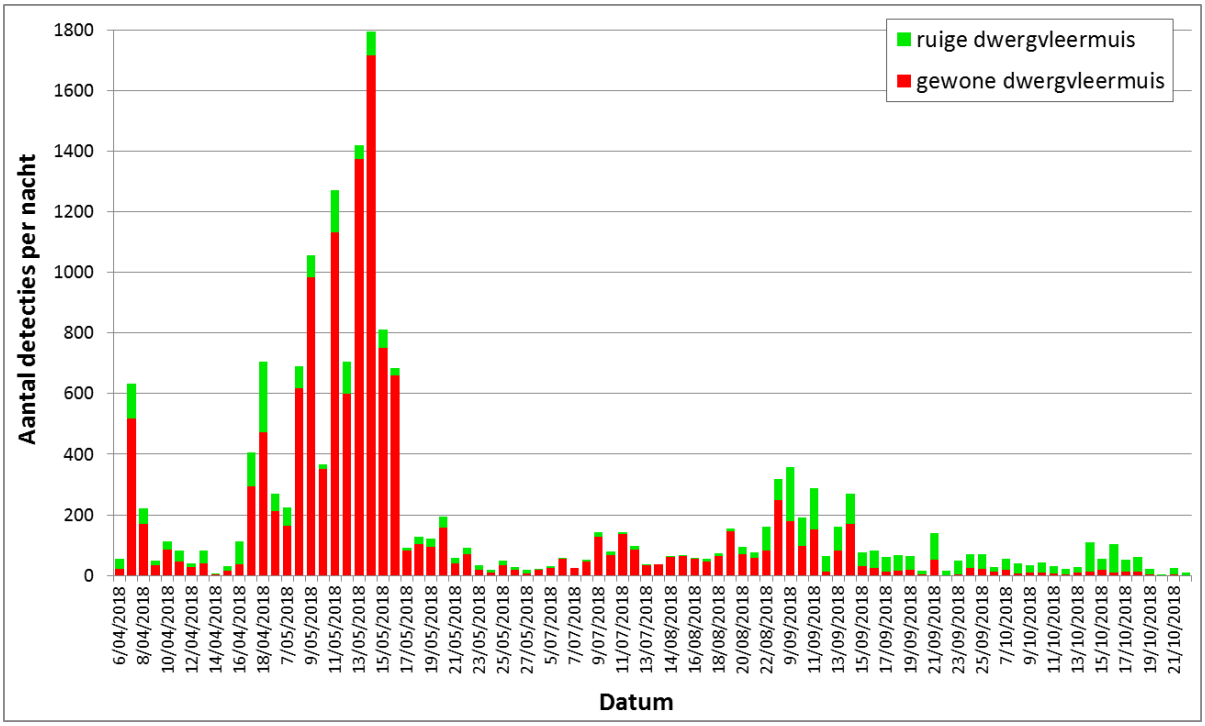
Een samenvattende tabel met de resultaten van alle soorten per telpunt en per nacht, is weergegeven in bijlage 6. Verdere detailgegevens zijn ook digitaal beschikbaar.



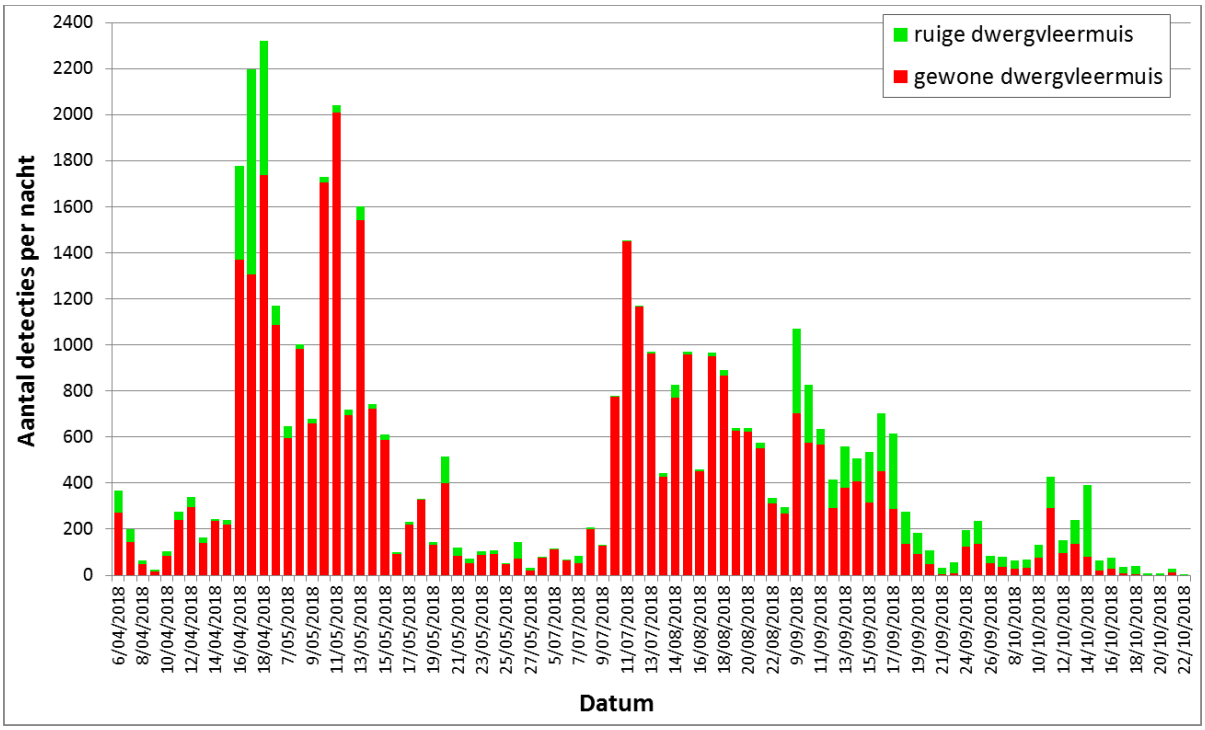
Figuur 48. Aantal detecties van gewone dwergvleermuis en ruige dwergvleermuis met de automatische detector aan punt 1 (noordkant Leie) tijdens 90 nachten verspreid in april, mei, juli, augustus, september en oktober.



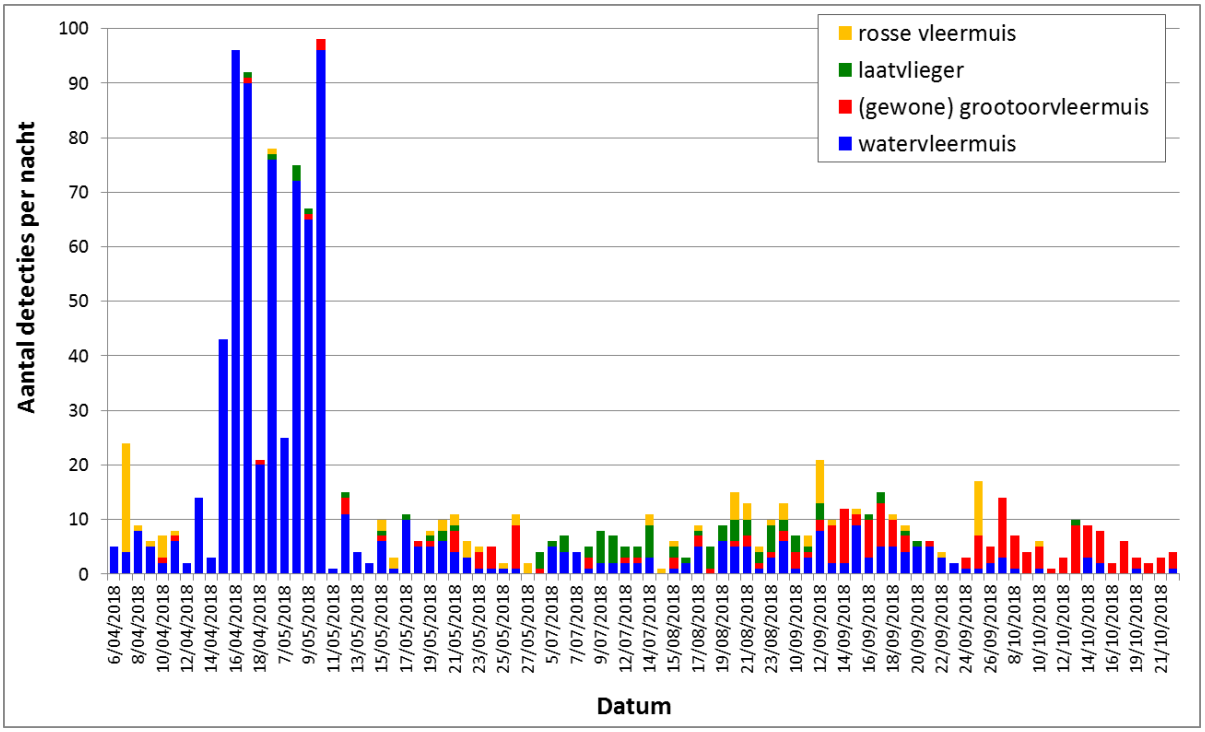
Figuur 49. Aantal detecties van gewone dwergvleermuis en ruige dwergvleermuis met de automatische detector aan punt 2 (zuidkant Leie) tijdens 90 nachten verspreid in april, mei, juli, augustus, september en oktober.



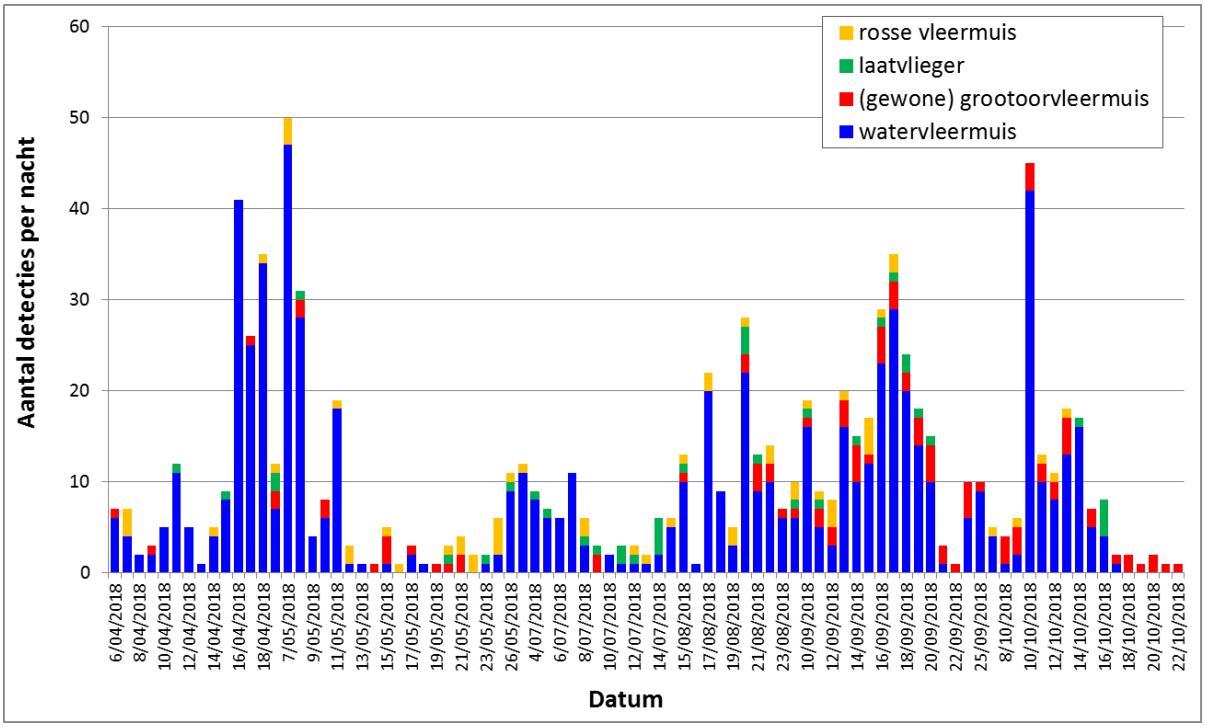
Figuur 50. Aantal detecties van gewone dwergvleermuis en ruige dwergvleermuis met de automatische detector aan punt 3 (noordkant Leie) tijdens 90 nachten verspreid in april, mei, juli, augustus, september en oktober.



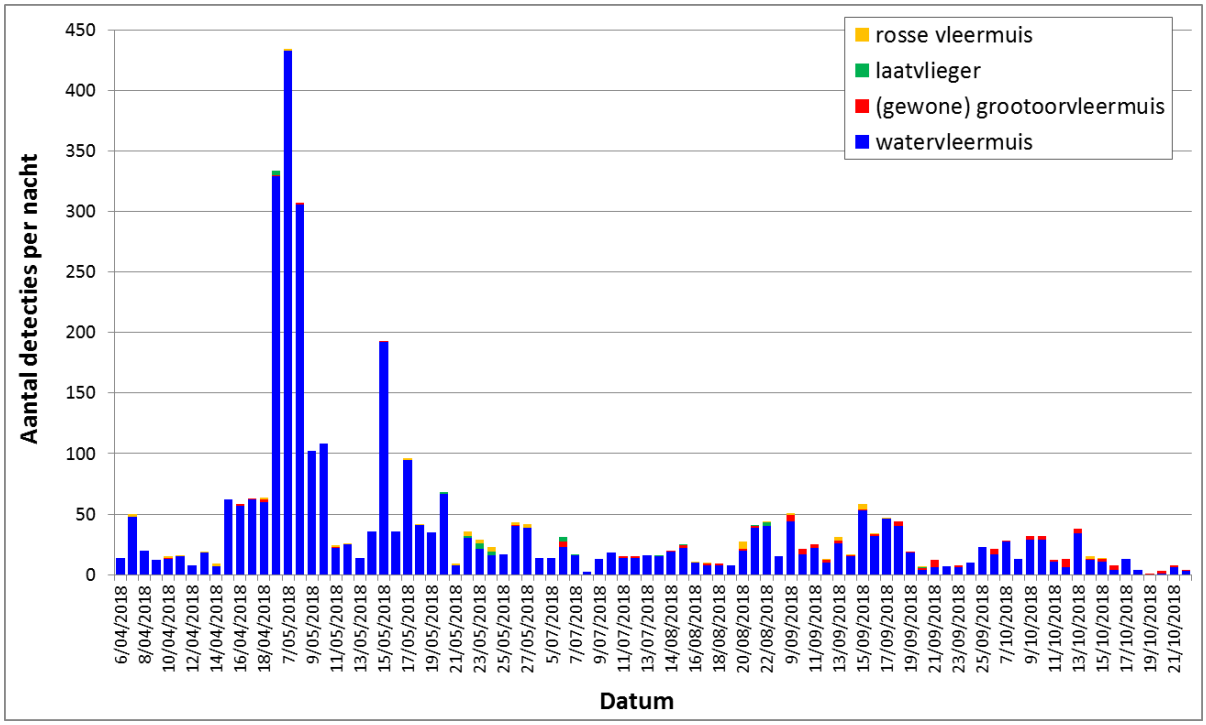
Figuur 51. Aantal detecties van gewone dwergvleermuis en ruige dwergvleermuis met de automatische detector aan punt 4 (zuidkant Leie) tijdens 90 nachten verspreid in april, mei, juli, augustus, september en oktober.



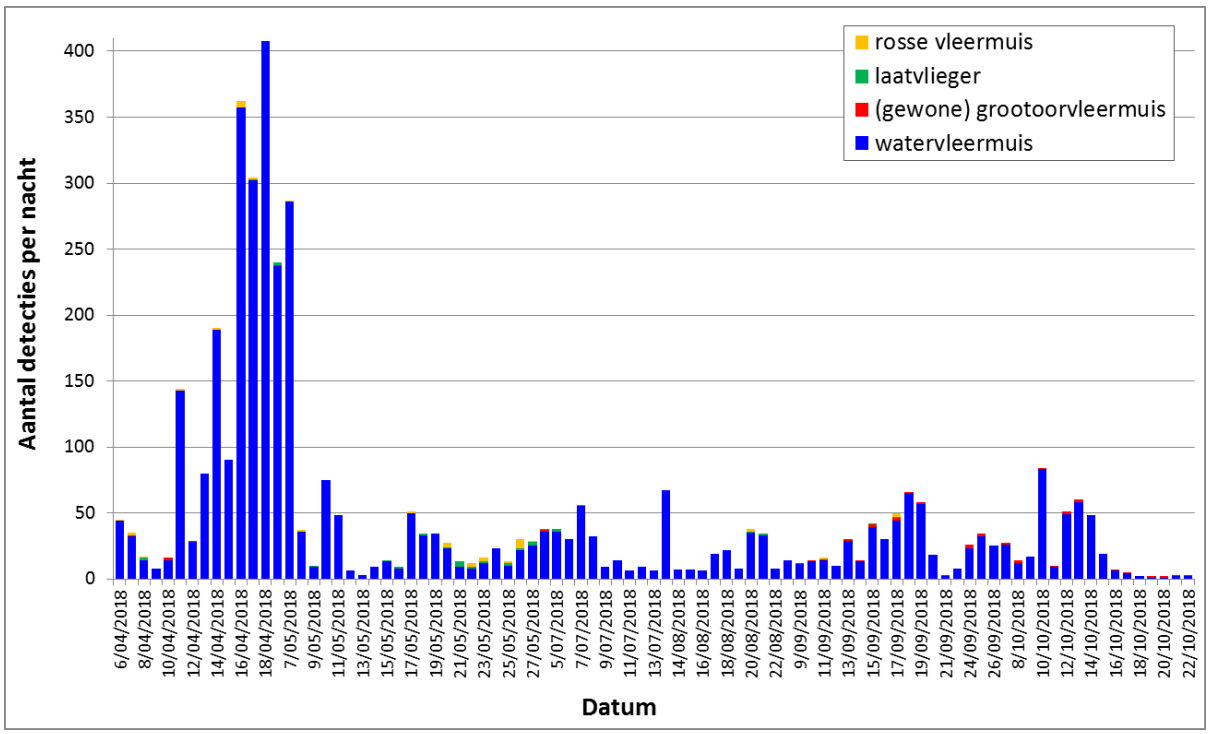
Figuur 52. Aantal detecties van watervleermuis, (gewone) grootoor, laatvlieger en rosse vleermuis met de automatische detector aan punt 1 (noordkant Leie) tijdens 90 nachten verspreid in april, mei, juli, augustus, september en oktober.



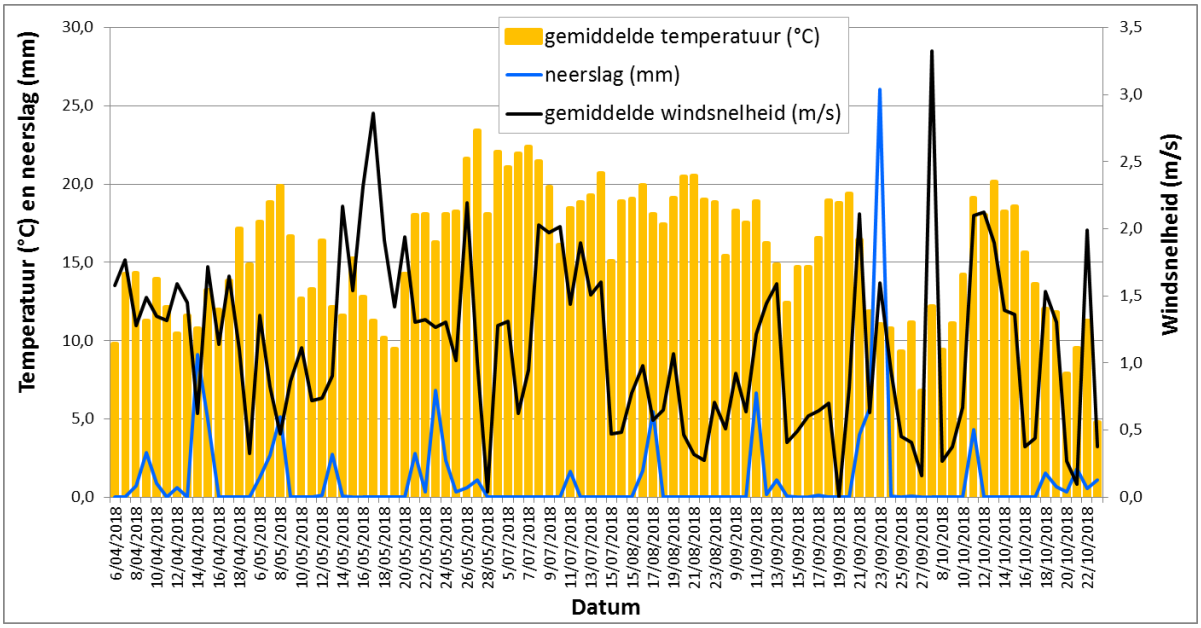
Figuur 53. Aantal detecties van watervleermuis, (gewone) grootoor, laatvlieger en rosse vleermuis met de automatische detector aan punt 2 (zuidkant Leie) tijdens 90 nachten verspreid in april, mei, juli, augustus, september en oktober.



Figuur 54. Aantal detecties van watervleermuis, (gewone) grootoor, laatvlieger en rosse vleermuis met de automatische detector aan punt 3 (noordkant Leie) tijdens 90 nachten verspreid in april, mei, juli, augustus, september en oktober.

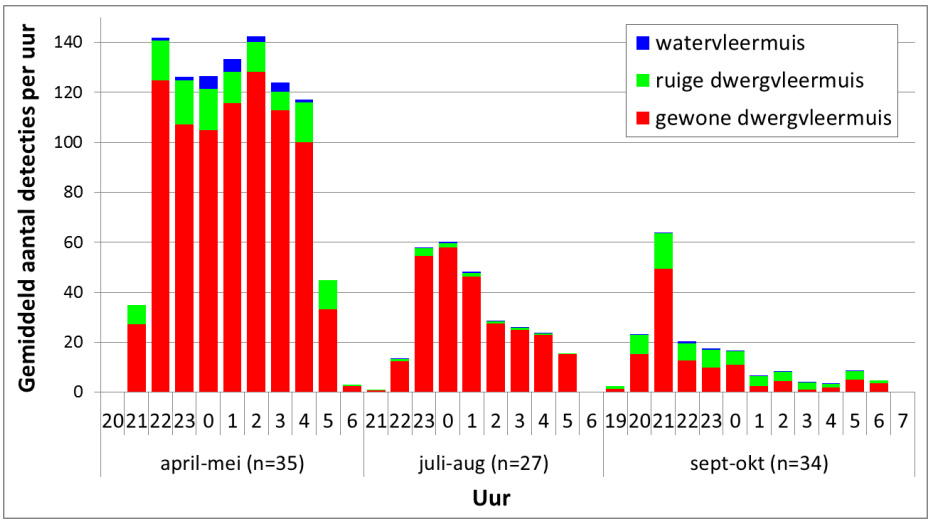


Figuur 55. Aantal detecties van watervleermuis, (gewone) grootoor, laatvlieger en rosse vleermuis met de automatische detector aan punt 4 (zuidkant Leie) tijdens 90 nachten verspreid in april, mei, juli, augustus, september en oktober.

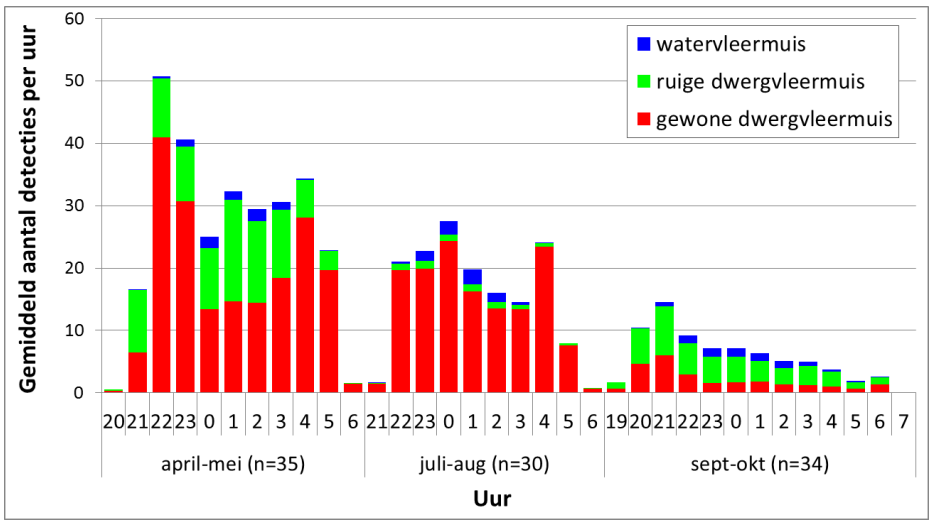


Figuur 56. Dagelijkse temperatuur (per 24u), neerslag en windsnelheid in dezelfde periodes waarin alle vier de automatische batdetectors tegelijk nachtopnames maakten (90 volledige nachten verspreid in april, mei, juli, augustus, september en oktober). Data via waterinfo.be, van meteostation in de omgeving van de Leie in Waregem, net ten zuidwesten van het onderzoeksgebied.

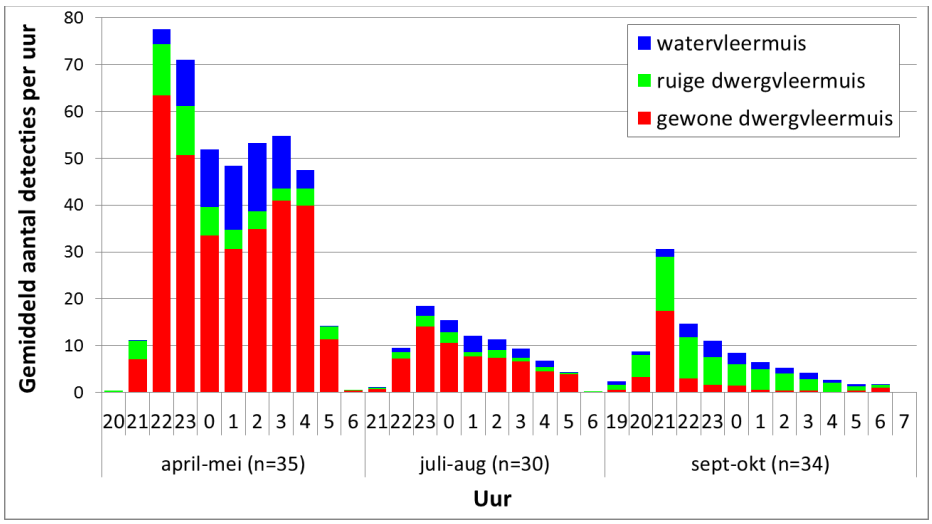
Een samenvatting van de activiteit per uur in de nacht (gemiddelde van aantal detecties per uur per seizoen) van de meest algemene soorten is weergegeven in de figuren 57 tot 60. Hierbij valt op dat de activiteit van gewone dwergvleermuis in het voorjaar en grotendeels ook in de zomer hoog blijft tot diep in de nacht, terwijl in het najaar later in de avond en nacht een sterkere daling te zien is. Voor de ruige dwergvleermuis blijft de activiteit later in de nacht hoog in zowel het voor- als najaar. In tegenstelling tot gewone dwergvleermuis en grotendeels ook ruige dwergvleermuis, komt de activiteit van watervleermuis overal pas op zijn maximum rond middernacht, en deze activiteit blijft ook vrij hoog later in de nacht.



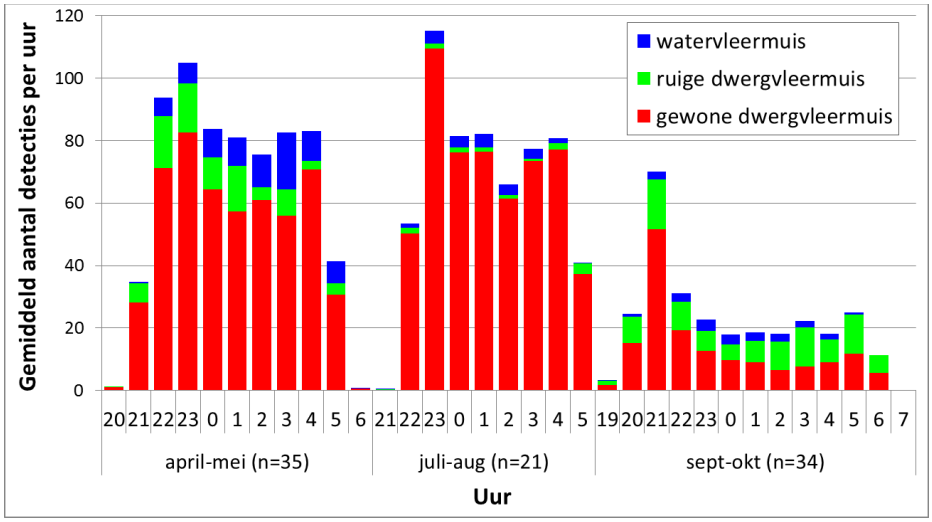
Figuur 57. Gemiddeld activiteitverloop per uur in de nacht (n= aantal nachten), bij de automatische detector aan punt 1 (noordkant Leie).



Figuur 58. Gemiddeld activiteitverloop per uur in de nacht (n= aantal nachten), bij de automatische detector aan punt 2 (zuidkant Leie).



Figuur 59. Gemiddeld activiteitverloop per uur in de nacht (n= aantal nachten), bij de automatische detector aan punt 3 (noordkant Leie).



Figuur 60. Gemiddeld activiteitverloop per uur in de nacht (n= aantal nachten), bij de automatische detector aan punt 4 (zuidkant Leie).

6.2.3 Resultaten van enkele zeldzame soorten

Met alle actieve en passieve metingen samen werden 10 soorten vastgesteld: naast de gewone dwergvleermuis, ruige dwergvleermuis, watervleermuis, baardvleermuis (baard/Brandts vleermuis), (gewone) grootoorvleermuis, laatvlieger en rosse vleermuis (zie ook verder in de discussie) ook de zeldzame kleine dwergvleermuis, meervleermuis en bosvleermuis. Hieronder volgt voor die drie laatste soorten een bespreking van de waarnemingen.

6.2.3.1 Kleine dwergvleermuis

Van deze zeer zeldzame soort waren er waarnemingen op 16 april met de automatische detector aan punt 4 (zuidkant van de Leie), op 25 juli aan de noordkant van de Leie (meest zuidelijk deel van het traject) tijdens de punt-traject-metingen, en op 17 september (Figuur 61) met de automatische detector aan punt 3 (noordkant van de Leie).

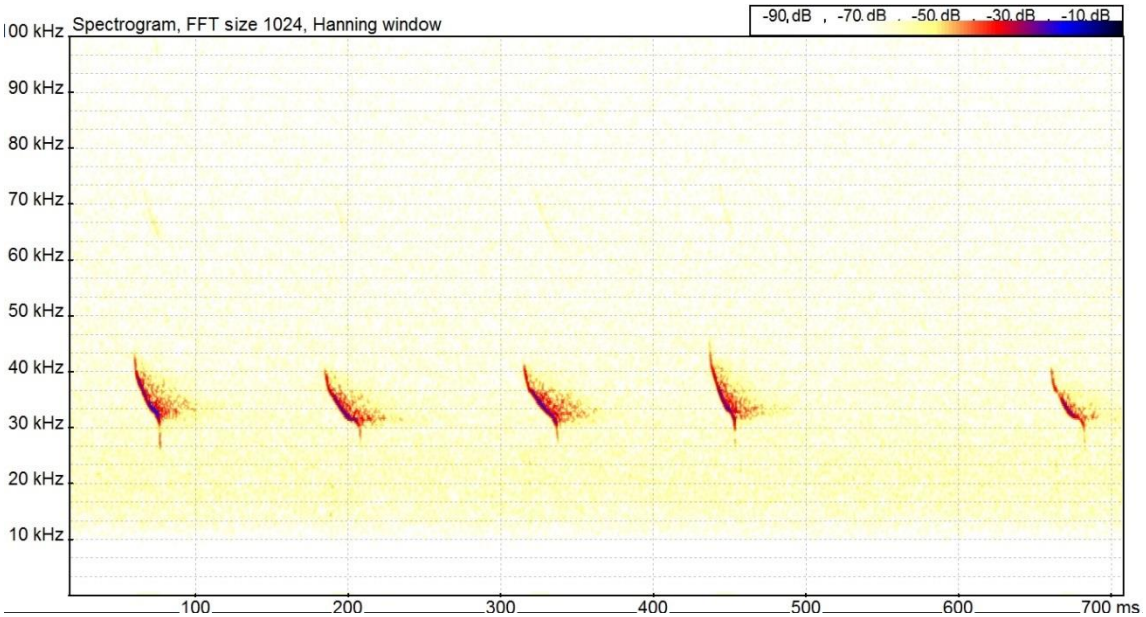
Figuur 61. Spectrogram van kleine dwergvleermuis (incl. vangstmoment) op 17 september 2018.

6.2.3.2 Meervleermuis

Er waren tijdens het onderzoek in 2018 minstens 34 registraties van de zeer zeldzame meervleermuis met de automatische detectors langs de waterkant van de Leie, verspreid over 9 nachten: 1 in mei, 2 in juli, 2 in augustus, 2 in september en 2 in oktober. Dankzij het feit dat de vier detectors tegelijk werden ingezet, kon via het uur van de detectie ook de (vermoedelijke) vliegrichting worden bepaald (zie details waarnemingen in bijlage 7). Op basis van de tussenafstanden van de meetpunten en de uren van de detecties, werd hierbij ook een vliegsnelheid berekend van ongeveer 25 km/u. Hieronder geven we een beknopt overzicht van de nachten met detecties.

- Op 11 mei was er om 1u20 een waarneming aan punt 2, en 12 minuten later ook aan punt 4. Dit was vrijwel zeker één dier op vliegroute in zuidelijke richting. Mogelijk vloog het dier dicht tegen de zuidkant van de Leie, waardoor de detectors op punt 1 en 3 niets registreerden.
- Op 23 juli was er om 1u41 een waarneming aan punt 3, en 6 minuten later ook aan punt 2. Dit was dus vrijwel zeker één dier dat in noordelijke richting vloog. De detectors op punt 1 en 4 waren toen niet meer actief omwille van volledig gebruikte geheugenkaarten.

- Op 24 juli was er om 0u43 een waarneming aan punt 2, en 6 minuten later ook aan punt 3. Vrijwel zeker was dit één dier dat deze keer in zuidelijke richting vloog. De detectors op punt 1 en 4 waren toen niet meer actief omwille van volledig gebruikte geheugenkaarten.
- Op 21 augustus kon een meervleermuis (wellicht toch hetzelfde dier) geregistreerd worden door alle vier de detectors, in zuidelijke richting vliegend vanaf punt 1 (0u53) tot punt 4 (1u07) met een tussentijd van 4 minuten tussen punt 1 en 2, en telkens 5 minuten tussen punt 2 en 3 en tussen 3 en 4.
- Op 22 augustus was er relatief vroeg in de avond (1u05 na zonsondergang) om 21u54 een waarneming van een dier aan punt 4, waarna er in noordelijke richting ook detecties waren aan punt 3 (22u02) en punt 1 (22u12). Later die nacht waren er opnieuw in noordelijke richting opeenvolgende registraties aan punt 3 (1u23), punt 2 (1u28) en punt 1 (1u32). Misschien ging het die nacht dus om twee verschillende dieren.
- Op 10 september vloog een dier in zuidelijke richting vanaf punt 2 (23u29), over punt 3 (23u35) en punt 4 (23u42). Later die nacht vloog wellicht hetzelfde dier opnieuw richting noord langs punt 4 (2u20) en punt 2 (2u32). Mogelijk vloog het dier bij die laatste waarnemingen dicht tegen de zuidkant van de Leie, waardoor de detectors op punt 1 en 3 niets registreerden.
- Op 20 september werd relatief vroeg in de avond (56 min na zonsondergang) om 20u42 een dier geregistreerd aan punt 1. Gezien het moment na zonsondergang zou dit een dier kunnen geweest zijn met een (tijdelijke) verblijfplaats in de omgeving van Deinze.
- In de nacht van 18 op 19 oktober waren er vanaf 0u37 maar liefst 10 registraties aan de punten 1, 3 en 4. De vliegrichting kon moeilijk bepaald worden (zie details in bijlage 7). Mogelijk betrof dit één of enkele dieren die ook tijdelijk foerageerden langs de Leie. De laatste waarneming was aan punt 4 om 3u41, wat erop kan wijzen dat er zeker één dier naar de ochtend toe terugvloog richting zuid.
- In de avond van 19 oktober was er om 20u03 (1u21 na zonsondergang) al een registratie aan punt 3, en om 20u12 verder noordelijk ook aan punt 1 (Figuur 62). Mogelijk vloog het dier dicht tegen de noordkant van de Leie, waardoor de detectors op punt 2 en 4 niets registreerden.

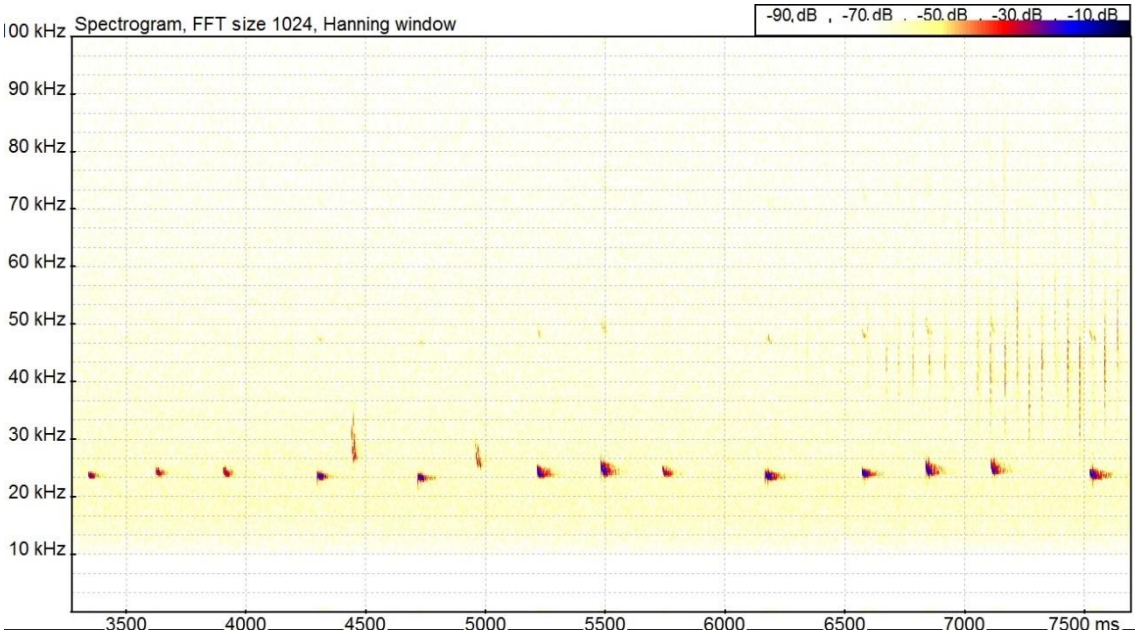


Figuur 62. Spectrogram van een meervleermuis op 19 oktober 2018.

6.2.3.3 Bosvleermuis

Er werden tijdens het onderzoek langs de Leie in 2018 minstens 8 waarnemingen van de bosvleermuis verricht met de automatische detectors, verspreid over 7 nachten.

- 6 mei (23u15) aan punt 3 (Figuur 63).
- 22 mei (2u20) aan punt 1.
- 28 mei (3u014) aan punt 2.
- 18 augustus (0u03) aan punt 3.
- 18 augustus (23u16) aan punt 3.
- 23 augustus (1u01 en 1u22) aan punt 1 en 3 (mogelijk zelfde dier).
- 15 september (23u07) aan punt 1.



Figuur 63. Spectrogram van een bosvleermuis op 6 mei 2018.

6.3 DISCUSSIE

6.3.1 Algemene bespreking

De voorstelling en bespreking van de resultaten is vooral beschrijvend. Een zeer diepgaande analyse kon in het kader van het onderzoek (nog) niet verricht worden. Een detailanalyse gericht op specifieke vragen kan het best uitgevoerd worden samen met de metingen na de geplande herinrichting van het pand 140.

Algemeen kunnen we stellen dat quasi het volledige pand 140 traject van de Leie een aanzienlijke waarde heeft voor vleermuizen, zowel de noordelijke als zuidelijke oever. Zeer lokale factoren kunnen wel een invloed hebben op de vleermuisactiviteit. Met 10 waargenomen soorten, waaronder enkele zeldzame op niveau Vlaanderen (kleine dwergvleermuis, meervleermuis, bosvleermuis) scoort het projectgebied zeer goed. De vleermuisactiviteit (het aantal detecties en ook de vleermuispassages) was aanzienlijk, zeker tijdens het voorjaar maar op bepaalde locaties en momenten ook tijdens de latere zomer en het najaar. Een vrij gelijkaardig patroon is bijvoorbeeld beschreven in de natuurgebieden en natuurverbindingen langs de Waaslandhaven (Spanoghe et al., 2008; Gyselings et al., 2011). Uit de passieve metingen met automatische batdetectors blijkt dat in bepaalde periodes van het voorjaar zelfs een extreem hoge activiteit aanwezig was (> 1000 detecties per nacht per meetpunt). Deze nachten met extreem hoge activiteit zijn wellicht een combinatie van optimale trekomstandigheden in combinatie met (tijdelijk) foerageergedrag in bepaalde zones langs de Leie. De hoge vleermuisactiviteit is zeker mede het gevolg van het feit dat langs bijna het volledige traject van pand 140 bomen en/of struiken aanwezig zijn langs de waterkant, aan zowel de noordelijke als zuidelijke oever. Op veel plaatsen gaat het over een dichte groenstrook langs het water, die extra gunstig is voor doortrekkende en vooral (tijdelijk) foeragerende vleermuizen omdat de afscherming tegen de wind daar optimaal is. Maar ook de laanaanplanten langs de parallelweg lijken belangrijk te zijn. Het is dan ook aanbevolen om zowel de (vaak dichte) groenstrook langs het water als de laanaanplanten te behouden.

Het aantal detecties/passages maakt geen onderscheid tussen gebruik als vliegroute of als foerageergebied. Aangezien er een correlatie bestaat (zie inleiding bij 6.1) tussen het aantal vangstpogingen (foerageergedrag) en de vleermuisactiviteit (aantal detecties/passages), kunnen we wel stellen dat pand 140 van de Leie belangrijk is als doortrekgebied (lijnvormige corridor) en minstens verschillende zones binnen het onderzoeksgebied ook als (tijdelijk) foerageergebied. De huidige plasbermen lijken vooral voor ruige dwergvleermuis en mogelijk ook voor gewone dwergvleermuis gunstig als foerageerzone. Ter hoogte van die plasbermen zijn er vaak afschuivende betonelementen (de historische oeverversteviging langs de Leie) en eroderende oevers waar afgelopen jaren geen beheer meer werd gedaan. Als gevolg daarvan zijn er door natuurlijke successie dikwijls struiken opgeschoten (Van Kerckvoorde et al., 2017), wat gunstig kan zijn als foerageergebied voor vleermuizen.

6.3.2 Bespreking per soort

Hieronder volgt algemene ecologische en verspreidings-informatie van de waargenomen soorten (mede op basis van Dietz et al. (2011), Dietz & Kiefer (2017), en soortinformatie op www.waarnemingen.be) met aanvullend telkens een beknopte bespreking in functie van het onderzoeksgebied langs de Leie.

6.3.2.1 Gewone dwergvleermuis

De gewone dwergvleermuis is een zeer flexibele soort wat betreft biotoopeisen. Men kan de soort ook vinden in steden (bv. bomenrijen, parken, tuinen). Waar aanwezig, wordt voor het foerageren de voorkeur gegeven aan bossen, bosranden, bomenrijen, houtkanten, water en moeras, boomrijke tuinen, enz. De soort is voor verblijfplaatsen sterk gebonden aan gebouwen.

Het is de meest algemene vleermuissoort in Vlaanderen, met een status 'momenteel niet in gevaar' op de IUCN Rode-Lijst van de zoogdieren in Vlaanderen (Maes et al., 2014).

De soort is ook de meest algemene soort in het onderzoeksgebied langs de Leie. Ze kan quasi overal verspreid over het hele traject waargenomen worden, met de hoogste activiteit langs of nabij bomen. We verwachten dat er kraamkolonies (zomerverblijfplaatsen van vrouwtjes waar de jongen worden grootgebracht) en andere verzamelplaatsen zijn in enkele huizen in de omgeving.

Uit de punt-transect-metingen blijkt dat er aan de waterkant meer activiteit was dan aan de kant van de weg. Dit is te verklaren omdat we ervan uitgaan dat in de relatief windstille zone dicht tegen de begroeiing langs het water ook meer insecten vliegen. Langs de waterkant zien we daarom wellicht ook minder grote variaties in het aantal detecties dan langs de kant van de weg. Het feit dat er tijdens de punt-transect-metingen langs de kant van de weg duidelijk minder activiteit was in meer zuidelijke helft van het traject, ligt wellicht aan zeer lokale factoren. Uit de resultaten van de automatische detectors zien we bijvoorbeeld dat de hoogste activiteit in alle seizoenen het grootst was aan het meest noordelijke en meest zuidelijke meetpunt (resp. nr. 1 en 4), wat er dus niet op wijst dat er effectief minder vleermuizen actief zouden zijn in de zuidelijke helft van het traject.

De opvallend hogere activiteit tijdens bepaalde nachten in het voorjaar met de automatische batdetectors, kan erop wijzen dat er toen ook meer seizoensgebonden vluchten waren van dieren die er al dan niet ook tijdelijk foerageerden. Hoewel de gewone dwergvleermuis een standsoort is, zijn er wel seizoensgebonden vliegbewegingen tussen de zomer- en winterverblijfplaatsen van doorgaans minder dan 100 km. In Spanoghe et al. (2008) werd tijdens het voorjaar voor gewone dwergvleermuis ook een hogere activiteit (als aantal passages per 3 minuten) vastgesteld dan in zowel de zomer als het najaar.

6.3.2.2 Ruige dwergvleermuis

Het leefgebied van de ruige dwergvleermuis bestaat uit bossen, moerasbossen en andere natte bossen, rivieren, kanalen, meren, plassen en moerassen. Waterpartijen en beschutte oevers vormen een belangrijk aspect van het biotoop. Het voedsel bestaat immers voor een groot deel uit aan water gebonden tweevleugeligen, vooral dansmuggen. De soort verblijft overdag vaak achter losse schors van dood hout of in spleetvormige holtes in bomen. Ook de winterslaap vindt plaats in holle bomen of zelfs in grote houtstapels.

De ruige dwergvleermuis heeft een status 'momenteel niet in gevaar' op de IUCN Rode-Lijst van de zoogdieren in Vlaanderen (Maes et al., 2014). Vroeger was de soort in Vlaanderen alleen bekend van enkele dode dieren. Dankzij batdetector onderzoek weten we dat de ruige dwergvleermuis vrij verspreid over heel Vlaanderen voorkomt. Vooral mannetjes zijn quasi heel het jaar in Vlaanderen te vinden. Uit batdetectoronderzoek blijkt dat er in Vlaanderen in het voor- en najaar meer ruige dwergvleermuizen aanwezig zijn dan in de zomer, wat op doortrek wijst. Ruige dwergvleermuizen hebben hun kraamkolonies vooral in Noordoost-Europa. Het is een soort die migreert over lange afstanden (tot ca. 2000 km) tussen zomer- en wintergebied. In de zomermaanden blijken de vrouwtjes te vertoeven in Noord- en Oost-Europa om hun jongen groot te brengen, maar in het najaar laten ze samen met de opgegroeide jongen de koude achter zich en trekken ze naar het westen en zuiden van Europa om er te overwinteren. Tijdens de trek in het najaar vormen de vrouwtjes paargroepjes van 2 tot 10 dieren in de verblijfplaatsen van territoriale mannetjes die zij op hun route passeren. Mannetjes hebben in het najaar een paarverblijfplaats die ze fel verdedigen tegen andere mannetjes. Vanuit hun verblijfplaats laten ze dan 's avonds en 's nachts een 'werfroep' horen waarmee ze vrouwtjes naar hun verblijfplaats lokken. Maar in 1/3 van de gevallen wordt ook rond het paarverblijf vliegend geroepen. In het voorjaar trekken de zwangere vrouwtjes weer weg naar het noorden tot noordoosten. Het aantal gekende verblijfplaatsen van groepjes ruige dwergvleermuizen (bv. paarplaatsen in het najaar) is relatief klein in Vlaanderen. Het zoeken naar verblijfplaatsen in bomen vereist immers uitgebreid onderzoek. Zo werden er in het najaar van 2015 dankzij gericht onderzoek meerdere verblijfplaatsen gevonden van mannetjes in bomen langs de oevers van waterpartijen in Ieper. Tot nu toe is het niet duidelijk of de soort zich in Vlaanderen ook voortplant.

De ruige dwergvleermuis werd verspreid over bijna het volledige pand 140 langs de Leie waargenomen, met de hoogste activiteit langs of nabij bomen en hierbij vooral langs de waterkant.

Uit de punt-transect-metingen blijkt dat er aan de waterkant meer activiteit was dan aan de kant van de weg, dit was zeer opvallend tijdens het voorjaar. Gezien de voedselvoorkeur van de soort, is dit niet onverwacht. Het wellicht gunstige effect van de huidige plasbermen voor deze soort (zie 6.2.1.2) is hierbij ook vermeldingswaardig.

Op basis van de punt-transect-metingen en automatische detector metingen is duidelijk dat de activiteit tijdens de zomer veel kleiner was dan in het voor- en najaar. Ook dat is te verwachten o.b.v. de ecologie van de soort. De reden waarom er tijdens het voorjaar in vergelijking met het najaar in enkele nachten extreem veel activiteit werd vastgesteld, is niet helemaal duidelijk want in de literatuur is net beschreven dat in tegenstelling tot de najaarstrek de voorjaarstrek doorgaans geen duidelijke piek kent (RVO, 2014). Mogelijk zijn de weersomstandigheden hier de hoofdoorzaak, en een verschil in gedrag. Tijdens de trek kunnen ruige dwergvleermuizen relatief hoog vliegen en deze worden niet altijd gedetecteerd door een batdetector op grondniveau. Dit kan misschien verklaren waarom er tijdens het najaar geen extreem hoge pieken in activiteit werden waargenomen. De hoge pieken in het voorjaar hadden mogelijk ook betrekking op een groot aandeel tijdelijk foeragerende dieren op lagere hoogte.

De activiteit van ruige dwergvleermuis (vooral in het voor- en najaar langs het water) bleek sterk afhankelijk van de locatie, zowel wat betreft het aantal detecties als het aandeel in vergelijking met gewone dwergvleermuis. Diverse zeer lokale factoren kunnen daarvan de oorzaak zijn. Langs de kant van de weg waren er bij de punt-transect-metingen twee locaties met opvallend veel activiteit, namelijk telpunt 2 aan de zuidkant van de Leie, en telpunt 5 aan de noordkant van de Leie. Dit kan verband houden met de aanwezigheid van resp. een plasberm en uitloper van een oude Leiearm.

Mogelijk waren er o.a. in het najaar ook paarplaatsen van mannetjes aanwezig in enkele bomen aan de rand van het water van de Leie. Op enkele plaatsen werden immers relatief veel sociale geluiden gehoord. Verzamelplaatsen van vleermuizen in bomen kunnen regelmatig wijzigen. Om dergelijke plaatsen te vinden, is gericht onderzoek noodzakelijk.

6.3.2.3 Kleine dwergvleermuis

De kleine dwergvleermuis werd vrij recent ontdekt in Vlaanderen dankzij het gebruik van professionele batdetectors. De eerste opname werd gemaakt in mei 1998 in Ieper en jaarlijks zijn er enkele zekere waarnemingen, wellicht van doortrekkers. Op dit ogenblik is het te vroeg om te zeggen of de kleine dwergvleermuis zich in Vlaanderen voortplant of niet. Sowieso is het wellicht een zeldzame vleermuis in Vlaanderen. Op de IUCN Rode-Lijst van de zoogdieren in Vlaanderen (Maes et al., 2014). Heeft deze soort dan ook de status 'onvoldoende data'.

De waarnemingen langs de Leie in april, juli en september zullen waarschijnlijk doortrekkende dieren geweest zijn, hoewel er dus weinig gekend is over de verspreiding van deze soort in Vlaanderen.

6.3.2.4 Watervleermuis

De watervleermuis is een flexibele soort waarvan de biotoopeisen slechts in de ruimste zin tot bos en water kunnen worden beperkt. De meeste dieren jagen op een hoogte van 20-50 cm boven open stilstaand en stromend water, maar ook soms tot 5 m hoogte rondom bomen in bossen, parken en hoogstamboomgaarden. Kraamkolonies bevinden zich doorgaans in bomen, in bossen in de omgeving van water. Deze min of meer trekkende soort legt gewoonlijk afstanden van minder dan 150 km tussen de zomer- en winterverblijfplaatsen af. In de winter worden ze vaak aangetroffen in ijskelders, bunkers en forten.

De soort is relatief gezien één van de meest algemene vleermuissoorten in Vlaanderen maar heeft toch een status 'bijna in gevaar' op de IUCN Rode-Lijst van de zoogdieren in Vlaanderen (Maes et al., 2014).

De punt-traject-metingen tonen – zoals verwacht – dat de watervleermuis vooral langs het water actief is. In tegenstelling tot de gewone en vooral ruige dwergvleermuis, kon voor de watervleermuis geen verschil opgemerkt worden tussen locaties met en zonder de huidige plasbermen. De huidige grootte (lengte en breedte) van de plasbermen is mogelijk te beperkt voor het foerageergedrag van de watervleermuis. De soort vliegt tijdens het foerageren ook vaak over relatief grote afstanden (> 50 m) over het water, en mogelijk is het verschil in activiteit tussen zones met plasbermen en zones met veel beschutting van de bomen en struiken (tegen de wind) niet groot. Zeer lokale factoren kunnen echter ook een belangrijke invloed hebben.

Net zoals ook voor de gewone en ruige dwergvleermuis, toonden de automatische detector metingen in vergelijking met de rest van het jaar tijdens enkele nachten in het voorjaar grote pieken in activiteit. Dit zal wellicht te maken hebben met de voorjaarstrek in combinatie met (tijdelijk) foerageergedrag.

Het pand 140 van de Leie lijkt voor watervleermuis niet alleen belangrijk te zijn als doortrekgebied maar ook minstens op bepaalde plaatsen als foerageergebied.

Op enkele plaatsen werden ook sociale geluiden gehoord. Dit kan wijzen op (tijdelijke) verblijfplaatsen. Het is niet onmogelijk dat er verblijfplaatsen of zelfs kraamkolonies zijn in bomen langs de Leie.

6.3.2.5 Meervleermuis

Meestal worden meervleermuizen waargenomen boven kanalen, rivieren en plassen. Ze hebben een voorkeur voor grote, open wateroppervlakken en jagen minder vaak boven kleine vijvers of smalle waterlopen. De dieren foerageren graag langs insectenrijke oevervegetaties en bij goed weer vliegen ze tot in het midden van grote meren. De meervleermuis is tijdens de zomer een typische gebouwbewoner. In 2002 heeft men in Nederland echter voor het eerst ook een verblijfplaats van mannetjes in een holle boom gevonden. Daarnaast zijn meervleermuizen ook in vleermuiskasten gevonden. Vanaf augustus worden paargezelschappen gevormd in allerlei verblijfplaatsen. De paring vindt plaats in de herfst en soms als ze wakker worden tijdens de winterslaap. De winterverblijven zijn meestal plaatsen waar een hoge vochtigheid en een stabiele, niet te lage temperatuur heerst (mergelgroeven, forten, grotten, grote ondergrondse bunkers).

De meervleermuis is een zeer zeldzame soort geworden in Vlaanderen (status ‘bedreigd’ op de IUCN Rode-Lijst van de zoogdieren in Vlaanderen, Maes et al., 2014). In 2017 en 2019 werd een kraamkolonie gevonden nabij Damme (max. 11 dieren). De enige eerder gekende Belgische kraamkolonie, in Boezinge bij Ieper (max. 31 dieren), verdween meer dan 10 jaar geleden van de radar. Tot 2005 was er ook een verblijfplaats van meerdere dieren (mannetjes of kraamkolonie?) gevestigd in Escanaffles (Henegouwen, Scheldevallei), waarna ze verdween. Deze dieren foerageerden zeker langs de Schelde tot Oudenaarde en op het kanaal Kortrijk-Bossuit. Slechts op enkele locaties (bv. in de Waaslandhaven) wordt de soort nog in de zomer waargenomen, waarbij het vermoedelijk enkel mannetjes betreft. Tijdens de winter worden in Vlaanderen jaarlijks minder dan 50 meervleermuizen gevonden. Ze worden overwegend aangetroffen in grote objecten zoals de mergelgroeven in Limburg en de forten rond Antwerpen. Hoewel de kennis over de meervleermuis aanzienlijk is verbeterd, zullen waarschijnlijk in de toekomst nog meer foerageergebieden en zomerkolonies worden gevonden.

Onderzoek toonde aan dat meervleermuizen tijdens de zomer tot zeker 25 km kunnen afleggen tussen de kolonie en de foerageergebieden. In de nazomer en het najaar kunnen ze middellange afstanden (tot zelfs 300 km) trekken tussen zomergebieden en meer zuidelijk gelegen wintergebieden. Vermoedelijk trekken ze langs kanalen en grote rivieren. Hoewel op zijn minst een deel van de Vlaamse populatie in zuidelijke richtingen wegtrekt, is het best mogelijk dat een (groot) deel van deze dieren ook gewoon ter plaatse blijft overwinteren in nog onbekende objecten.

De waarnemingen langs pand 140 van de Leie zijn wellicht (quasi) allemaal van één of enkele dieren die de Leie gebruiken als vliegroute tussen een verblijfplaats in de (wijde) omgeving en het foerageergebied, en/of als migratieroute tussen een zomer- en winterverblijfplaats. Op basis van de geregistreerde uren op de vier verschillende meetpunten lijkt het er niet op dat de soort regelmatig dit traject van de Leie gebruikt als foerageergebied. De verschillende oude Leiearmen in de buurt zijn wel zeker potentieel goed foerageerhabitat en de Leie vormt hiervoor een essentiële verbinding.

Een mogelijke verbindingsroute vanaf het zuidelijk gesitueerde Escanaffles (vroegere zekere verblijfplaats) naar de Leie ter hoogte van Zulte-Deinze via het Kanaal Bossuit-Kortrijk en al dan niet doorstekend via de grote plas van de Gavers in Harelbeke, is net iets meer dan 30 km, wat niet onmogelijk is als route tussen verblijfplaats en foerageergebied. Op basis van de detectie-uren en het feit dat meervleermuizen doorgaans vanaf 30 minuten na zonsondergang uitvliegen, zou minstens één of enkele meervleermuizen in enkele periodes echter een verblijfplaats moeten gehad hebben nabij Harelbeke. Andere detecties wijzen op een mogelijke verblijfplaats ten noorden van het onderzoekgebied.

Met uitzondering van de waarneming in mei (piek kraamkolonie-periode) kunnen de andere waarnemingen gewoon wijzen op (vroege) seizoens-migratie. Mogelijk bezetten deze zwervende meervleermuizen dan tijdelijke verblijfplaatsen in de buurt van waar ze enkele nachten blijven foerageren.

6.3.2.6 Gewone baardvleermuis (baard-/Brandts vleermuis)

Wellicht hebben de meeste waarnemingen in Vlaanderen betrekking op gewone baardvleermuis, hoewel de zeldzamere Brandts vleermuis meestal niet volledig kan uitgesloten worden op basis van batdetector opnames. Beide soorten zijn in meer of mindere mate aan bos gebonden. De gewone baardvleermuis zou een meer flexibele soort zijn, die niet zo sterk aan bos en water gebonden is en ook voorkomt in structuurrijk landschap en halfopen rivierlandschap waar ze vaak foerageren in dreven en bosranden. Kraamkolonies bevinden zich zowel in gebouwen als bomen (zowel in holtes als achter losse schors). De winterslaap vindt vooral plaats in forten, bunkers en (ijs)kelders.

De gewone baardvleermuis heeft een status ‘onvoldoende data’ op de IUCN Rode-Lijst van de zoogdieren in Vlaanderen (Maes et al., 2014).

Langs de Leie werden relatief kleine aantallen foeragerende of overtrekkende dieren geregistreerd (zie Figuur 41 en Tabel 19). Mogelijk is er een kraamkolonie in de omgeving (bv. ergens in een huis of in bomen).

6.3.2.7 Gewone grootoorvleermuis

Gewone en grijze grootoorvleermuizen kunnen erg moeilijk onderscheiden worden op basis van batdetector opnames. Veel waarnemingen worden daarom ingevoerd als 'grootoor spec'. De grijze grootoorvleermuis (zie verder) is veel zeldzamer in Vlaanderen. Langs de Leie zullen alle of toch zeker de meeste detecties betrekking hebben op de gewone grootoorvleermuis.

Grootoorvleermuizen worden doorgaans beschouwd als echte bossoorten, maar recente studies tonen dat ook meer halfopen gebieden een aanzienlijk deel uitmaken van het biotoop. Met de grote oren en brede vleugels jaagt de soort vooral op nachtvlinders en stilzittende prooien die van de vegetatie worden afgeplukt. Grootoren hebben een zeer stille en zachte sonar, waardoor ze slechts op enkele meters afstand met een batdetector te vinden zijn. De soort heeft zowel zomerkolonies in gebouwen als in holle bomen en vleermuiskasten. In gebouwen heeft de soort een voorkeur voor warme ruime zolders zoals kerkzolders. In de winter zitten ze vaak in forten, bunkers en (ijs)kelders.

De gewone grootoorvleermuis heeft een status 'bijna in gevaar' op de IUCN Rode-Lijst van de zoogdieren in Vlaanderen (Maes et al., 2014).

Langs de Leie werden relatief kleine aantallen foeragerende of overtrekkende dieren geregistreerd (zie Figuur 41 en Tabel 19), incl. ook sociale geluiden. Waarschijnlijk is er een kraamkolonie in de omgeving (bv. ergens in een huis, kerk, of in bomen) of zelfs ook ergens in een oudere boom langs de Leie zelf.

6.3.2.8 Laatvlieger

De laatvlieger is één van onze grootste vleermuizen in Europa. Het is een kenmerkende soort voor open en halfopen landschap. In het voorjaar en zomer worden vooral randen van loofbossen, houtwallen en grote, open plekken in bossen bejaagd. Later in de zomer worden graasweiden ook een belangrijk foerageergebied. Tuinen, parken, boomgaarden en begroeide oevers in de omgeving van de kolonieplaats worden ook afgespeurd naar prooien. Regelmatig worden foeragerende dieren ook aangetroffen in de omgeving van felle spots en straatverlichtingen. Dichte bossen worden zelden of nooit bezocht.
De laatvlieger is relatief gezien één van de meest algemene soorten in Vlaanderen. Kraamkolonies of andere verblijfplaatsen worden enkel in gebouwen gevonden, zowel in spouwmuren van woonhuizen als op grote (kerk)zolders. Over de winterverblijven van laatvliegers zijn nauwelijks gegevens voorhanden. Sporadisch worden er exemplaren teruggevonden in de gekende overwinteringsplaatsen. Vermoedelijk gebruiken ze de zomerverblijfplaats ook als overwinteringsplaats.

De laatvlieger heeft een status 'kwetsbaar' op de IUCN Rode-Lijst van de zoogdieren in Vlaanderen (Maes et al., 2014).

Langs de Leie werden relatief kleine aantallen foeragerende of overtrekkende dieren geregistreerd (zie Figuur 41 en Tabel 19). Mogelijk was er een kraamkolonie in de wijde omgeving (bv. in een kerk).

6.3.2.9 Rosse vleermuis

De rosse vleermuis is naast de laatvlieger één van de grote vleermuizen van Europa. Het is een vleermuis die vaak al rond zonsondergang uitvliegt en ook op relatief grote hoogte jaagt (10 tot 40 meter hoog, maar ook regelmatig tot 150 meter en zelfs hoger). Het voornaamste jachtbiotoop van de rosse vleermuis is waterrijk gebied, zoals rivieren, meren, kanalen, plassen, vennen en moerassen. Verder benutten de dieren dorpen en velden in het overgangsgebied tussen bos en landbouwgebied. Vaak worden ook grote open gebieden overgestoken tussen foerageergebieden.

Kraamkolonies bevinden zich doorgaans in holtes van bomen. Net als de ruige dwergvleermuis is de rosse vleermuis een lange afstandstrekker. Een deel van de populatie trekt vele honderden kilometers naar het zuidwesten voor overwintering, terwijl andere dieren in de directe omgeving blijven. De winterslaap vindt ook plaats in holle bomen. Naast de mopsvleermuis is het daarmee de enige soort die het volledige jaar vaak strikt gebonden is aan bomen. In Vlaanderen wordt de laatste jaren vastgesteld dat de soort duidelijk in aantal afneemt. Naast de achteruitgang aan jachtgebieden (o.a. door verdroging en intensivering van de landbouw) vormt ook het verlies aan holle bomen een belangrijke bedreiging.

De rosse vleermuis heeft een status 'kwetsbaar' op de IUCN Rode-Lijst van de zoogdieren in Vlaanderen (Maes et al., 2014).

Langs de Leie werden relatief kleine aantallen foeragerende of overtrekkende dieren geregistreerd (zie Figuur 41 en Tabel 19). Mogelijk was er een kraamkolonie in de wijde omgeving (bv. ergens in een bos). De Leie kan voor de soort alleszins fungeren als belangrijk verbindings- en doortrekgebied.

6.3.2.10 Bosvleermuis

In het bos zelf verkiezen bosvleermuizen niet al te grote kapvlaktes, brede bosdreven, open plekken, bosranden, poelen, percelen met een open structuur en ook percelen die enkele jaren na stormschade opnieuw door een rijke onderbegroeiing zijn ingepalmd. In Duitsland vond men dat bosvleermuizen - net als vale vleermuizen - ook houden van oude beukenbestanden zonder onderbegroeiing, de zogenaamde 'beukenkathedralen'. Via telemetrie onderzoek in het buitenland vond men ook jagende dieren langs spoorwegbermen en verlichte wegen, boven hooilanden en geasfalteerde oppervlakken of andere plaatsen die overdag sterk opwarmen. Er zijn slechts een paar kraamkolonies gekend in Vlaanderen. Deze kolonies bevinden zich doorgaans in holtes van bomen en ook het overwinteren gebeurt meestal in bomen. De soort kan over langere afstanden trekken en dit gebeurt ook in de zomer bij de dagelijkse verplaatsingen van lokale dieren.

In Vlaanderen is de bosvleermuis zeer zeldzaam (status 'bedreigd' op de IUCN Rode-Lijst van de zoogdieren in Vlaanderen, Maes et al., 2014).

De waarnemingen langs de Leie hebben wellicht grotendeels betrekking op doortrek, hoewel niet kan uitgesloten worden dat er ergens in de omgeving een (tijdelijke) verblijfplaats was. De Leie kan voor de soort alleszins fungeren als belangrijk verbindings- en doortrekgebied.

Referenties

Anselin A., Devos K. & Vermeersch G. (2007). Project Bijzondere Broedvogels Vlaanderen. Handleiding. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Arcadis (2017). Seine-Schelde. Globale actualisatiestudie Leie-as. Studierapport groenbeheerplan.

Auestad I., Rydgren K., Austad I. (2011). Road verges: potential refuges for declining grassland species despite remnant vegetation dynamics. Annales Botanici Fennici 48: 289–303.

Bakker J.P. (1989). Nature management by grazing and cutting: on the ecological significance of grazing and cutting regimes applied to restore former species-rich grassland communities in the Netherlands. Geobotany 14. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Claus K. & Janssens L. (1994). Vademecum Natuurtechniek. Inrichting en beheer van waterlopen. AMINAL, Werkgroep Natuurtechnische Milieubouw, D/194/3241/11.

Coeck J. (1996). Elektrisch vissen theorie en praktijk. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.

Copp G.H., Oliver J.M., Penáz M. Roux A.L. (1991). Juvenile fishes as functional describers of fluvial ecosystem dynamics: applications on the river Rhône, France. Regulated Rivers: research and management 6: 135–145.

Crombaghs B.H.J.M., Akkermans R.W., Gubbels R.E.M.B. & Hoogwerf G. (2000). Vissen in Limburgse beken. Stichting natuurpublicaties Limburg, Maastricht.

CUR (1999). Natuurvriendelijke oevers: belasting en sterkte. Civieltechnisch centrum uitvoering research en regelgeving, publicatie 201, Gouda.

Dejonghe W., Boon N., Seghers D., Top E.M. & Verstraete W. (2001). Bioaugmentation of soils by increasing microbial richness: missing links. Environmental Microbiology 3: 649–657.

De Roo S. & Troch P. (2015). Evaluation of the effectiveness of a living shoreline in a confined, non-tidal waterway subject to heavy shipping traffic. River Research and Applications 31: 1028–1039.

De Saeger S., Louette G., Oosterlynck P., Paelinckx D. & Hoffmann M. (2013). Historisch Permanent Grasland in de landbouwstreek 'Polders' anno 2013. Technisch rapport campagne 2013. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2013.896909. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

De Saeger S. & Wouters J. (2018). BWK en Habitatkartering, een praktische handleiding. Deel 5: de graslandsleutel. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2018.4. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Devos K., Anselin A., Driessens G., Herremans M., Onkelinx T., Spanoghe G., Stienen E., T'Jollyn F., Vermeersch G. & Maes D. (2016). De IUCN Rode Lijst van de broedvogels in Vlaanderen (2016). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2016.11485739. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Dietz C., von Helversen O. & Nill D. (2011). Vleermuizen. Alle soorten van Europa en Noordwest-Afrika. De Fontein Tirion Uitgevers B.V., Utrecht.

Dietz C. & Kiefer A. (2011). Veldgids vleermuizen van Europa. KNNV Uitgeverij, Zeist.

Fernandez A.S., Hashsham S.A., Dollhopf S.L., Raskin L., Glagoleva O., Dazzo F.B., Hickey R.F., Criddle C.S. & Tiedje J.M. (2000). Flexible community structure correlates with stable community function in methanogenic bioreactor communities perturbed by glucose. Applied and Environmental Microbiology 66: 4058–4067.

Gyselings R., Spanoghe G., Hessel K., Mertens W., Vandevoorde, B., Van den Bergh E. (2011). Monitoring van het Linkerscheldeoevergebied in uitvoering van de resolutie van het Vlaams Parlement van 20 februari 2002: resultaten van het achtste jaar. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2011.5. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Huet M. (1962). Influence du courant sur la distribution des poissons dans les eaux courantes. Revue Suisse D'Hydrologie 24: 412–432.

Kusch J., Weber C., Idelberger S. & Koob T. (2004). Foraging habitat preferences of bats in relation to food supply and spatial vegetation structures in a western European low mountain range forest. Folia Zoologica 53: 113–128.

Londo, G. (1988) Nederlandse freatofyten. Wageningen.

Maes D., Baert K., Boers K., Casaer J., Criel D., Crevecoeur L., Dekeukeleire D., Gouwy J., Gyselings R., Haelters J., Herman D., Herremans M., Huysentruyt F., Lefebvre J., Lefevre A., Onkelinx T., Stuyck J., Thomaes A., Van Den Berge K., Vandendriessche B., Verbeylen G. & Vercayie D. (2014). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. De IUCN Rode Lijst van de zoogdieren in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2014.1828211. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Maes D., De Bruyn L., De Knijf G., Onkelinx T., Piesschaert F., Pollet M., Truyens P., Van Calster H., Westra T. & Quataert P. (2015). Monitoringsprotocol vlinders. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2015.7827697. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Maes D., Vanreusel W., Jacobs I., Berwaerts K. & Van Dyck H. (2011). Een nieuwe Rode Lijst dagvlinders. De IUCN-criteria toegepast in Vlaanderen. Natuur.focus 10: 62–71.

Maes D., Vanreusel W. & Van Dyck H. (2013). Dagvlinders in Vlaanderen. Nieuwe kennis voor betere actie. Uitgeverij LannooCampus.

Marzorati M., Wittebolle L., Boon N., Daffonchio D. & Verstraete W. (2008). How to get more out of molecular fingerprints: practical tools for microbial ecology. Environmental Microbiology 10: 1571–1581.

Mertens B., Boon N. & Verstraete W. (2005). Stereoscopic effect of hexachlorocyclohexane on activity and structure of soil methanotrophic communities. Environmental Microbiology 7: 660–669.

Mies J. (2018). Onderzoek naar het visbestand in de prioritaire viswateren kanaal Briegden-Neerharen, kanaal Nieuwpoort-Duinkerke, Leie en Schipdonkkanaal. Provincies Antwerpen, West-/ Oost Vlaanderen en Limburg. 20180379/rap01. In opdracht van Agentschap voor Natuur en Bos.

Mouton A., Buysse D., Stevens M., Van den Neucker T. & Coeck J. (2012). Evaluation of riparian habitat restoration in a lowland river. River Research and Applications 28: 845–857.

Mouton A., Gelaude E., Buysse D., Stevens M., Van den Neucker T., Martens S., Baeyens R., Jacobs Y. & Coeck J. (2009). Evaluatie van NTMB–projecten langs de IJzer uitgevoerd door W&Z. Luik visfauna. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2009.61. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Nédélec C. & Prado J. (1990). Definition and classification of fishing gear categories. FAO fisheries technical paper n°222 rev. 1. FAO, Rome.

Pinder A.C. (2001). Keys to larval and juvenile stages of coarse fishes from fresh waters in the British Isles. The Freshwater Biological Association, Cumbria, UK.

Pinheiro J., Bates D., DebRoy S., Sarkar D. & R Development Core Team (2011). nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.

Potuin C. & Rolff D.A. (1993). Distribution-free and robust statistical methods: Viable alternatives to parametric statistics. Ecology. 74: 1617–1628.

Raman M. & Decleer K. (2009). Randvoorwaarden voor een duurzame populatieontwikkeling van Oeverzwaluwen langs de Leie. Voorstellen voor inrichting en beheer van oeverzwaluwranden langs de Leie. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2009.2. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Raman M. & Vanderhaeghe F. (2011). Natuurdoelstellingen voor de oevers van de Leie. Richtinggevend plan voor oeverinrichting langs de Leie. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2011.51. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Raman M. & Van Kerckvoorde A. (2014). Evaluatie bermbeheerplan van de gekanaliseerde Leie. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2014.1546683. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

Russo D. & Jones G. (2003). Use of foraging habitats by bats in a Mediterranean area determined by acoustic surveys: conservation implications. Ecography 26: 197–209.

RVO (2014). Soortenstandaard Ruige dwergvleermuis, versie 1.1. Rijksdienst voor Ondernemend Nederland, maart 2014.

Saarinen K., Valtonen A., Jantunen J. & Saarnio S. (2005). Butterflies and diurnal moths along road verges: Does road type affect diversity and abundance? Biological Conservation 123: 403–412.

Schaffers A.P., Vesseur M.C. & Sykora K.V. (1998). Effects of delayed hay removal on the nutrient balance of roadside plant communities. Journal of Applied Ecology 35: 349–364.

Shannon C.E. & Weaver W. (1963). Mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana, Illinois.

Spanoghe G., Gyselings R. & Van den Bergh E. (2008). Monitoring van het Linkerscheldeoevergebied in uitvoering van de resolutie van het Vlaams Parlement van 20 februari 2002: resultaten van het vijfde jaar. Bijlage 9.10 van het vijfde jaarverslag van de Beheerscommissie natuurcompensaties Linkerscheldeoevergebied. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2008.14. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Vandenbussche V., t'Jollyn F., Zwaenepoel A., Vanhecke L. & Hoffmann M. (2002). Systematiek van natuurtypen voor de biotopen heide, moeras, duin, slik en schor. Deel 3: moeras. Verslag van het Instituut voor Natuurbehoud 14. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.

Vandelannoote A., Yseboodt R., Bruylants B., Verheyen R., Coeck J., Belpaire C., Van Thuyne G., Denaeyer B., Beyens J., Maes J. & Vandenabeele P. (1999). Atlas van de Vlaamse beek- en riviervissen. WEL vzw, Antwerpen.

van Dijk A.J. & Boele A. (2011). Handleiding SOVON Broedvogelonderzoek. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

Van Kerckvoorde A. (2016). Een typologie en beschrijving van de kruidvegetatie op bermen en dijken langs W&Z-beheerde waterwegen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2017.12435642. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Kerckvoorde A. & De Geest L. (2014). Ecologische opvolging van bermen en natuurvriendelijke oevers langs het Kanaal Gent-Brugge. Resultaten vegetatieopnames 3de ronde en beheervoorstellen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2015.7255805. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Kerckvoorde A., De Geest L., Vervaet K., Pieters M. & Willems K. (2017). Vegetatieonderzoek en verkennend golfslagonderzoek in plasbermen langs de Leie. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2017.38. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Landuyt W., Hoste I., Vanhecke L., Van den Bremt P., Vercruysse W. & De Beer D. (2006). Atlas van de Flora van Vlaanderen en het Brussel Hoofdstedelijk Gewest. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Nationale Plantentuin van België en Flo.Wer vzw.

Vannoppen W., Poesen J., Peeters P., De Baets S. & Vandevoorde B. (2016). Root properties of vegetation communities and their impact on the erosion resistance of river dikes. Earth Surface Processes and Landforms 41: 2038–2046.

Van Ryckegem G., Gyselings R., Mertens W. & Van den Bergh E. (2010). Maximaliseren van de rietontwikkeling in het natuurontwikkelingsproject Wal-Zwijn (Zeescheldebekken, Geactualiseerde Sigmaplan). Advies van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.A.2010.2190. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Thuyne G., Breine J. (2011). Visbestandopnames in Vlaamse beken en rivieren in het kader van het 'Meetnet Zoetwatervis' 2010. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2011.23. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Uytvanck J., Audenaert T., Josten D., De Blust G. & Roelandt B. (2012). Technische aspecten van natuurbeheer. In: Van Uytvanck J. & De Blust G. (red.) Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein. Deel 1: Habitats.

Van Uytvanck J., Van Kerckvoorde A., Vandevoorde B. & De Blust G. (2017). Evaluatie en optimalisatie van de inventarisatiemethodiek en de beheerevaluatie voor bermen en dijken. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2017.12764745. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Vergeer J.W., van Dijk A.J., Boele A., van Bruggen J. & Hustings F. (2016). Handleiding Sovon broedvogelonderzoek: Broedvogel Monitoring Project en Kolonievogels. PDF 4: Avimap handleiding. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

Vermeersch G., Anselin A., Devos K., Herremans M., Stevens J., Gabriëls J. & B. Van Der Krieken. (2004). Atlas van de Vlaamse broedvogels 2000-2002. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud, INBO.M.2004.23. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Vermeersch S., Van Kerckvoorde A., Van Ballaert S., Baeyens R., De Geest L., De Marteleire N., Gelaude E., Mouton A., Vervaet K., Pieters M., Pieters S., Robberechts K., Willems K. (2017). Ecologische opvolging van plasbermen langs het Kanaal Brussel- Schelde, het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Leuven-Dijle. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2017.45. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Verreycken H., Belpaire C., Van Thuyne G., Breine J., Buysse D., Coeck J., Mouton A., Stevens M., Vandenneucker T., De Bruyn L. & Maes D. (2014). An IUCN Red List of lampreys and freshwater fishes in Flanders (north Belgium). Fisheries Management and Ecology 21: 122–132.

Vriens L., Bosch H., De Knijf G., De Saeger S., Guelinckx R., Oosterlynck P., Van Hove M. & Paelinckx D. (2011). De Biologische Waarderingskaart. Biotopen en hun verspreiding in Vlaanderen en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2011.1. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Walsh A.L. & Harris S. (1996). Foraging habitat preferences of vespertillionid bats in Britain. Journal of Applied Ecology 33: 508–518.

Weeda E.J., Westra R., Westra C. & Westra T. (1987). Nederlandse oecologische flora: wilde planten en hun relaties 2. IVN.

Zwaenepoel A. (2000). Veldgids ontwikkeling van botanisch waardevol grasland in West-Vlaanderen. WVI, in opdracht van Provinciebestuur West-Vlaanderen, Brugge.

Bijlagen

Bijlage 1. Karteereenheden samen met typische soorten en/of kenmerken voor de inventarisatie van bermen.

Karteereenheden vereist voor een basisinventarisatie worden rood aangegeven.

Bron: Van Uytvanck et al. (2017).

Basiskarteereenheid	Typische soorten en/of kenmerken
Graslanden: graslandfasen	
G0: Graslandfase 0 - Raaigrasweiden	Zeer uniform grasland met vrijwel uitsluitend sterk glanzend gras Engels of Italiaans raaigras dominant + vogelmuur, straatgras
G1: Graslandfase 1 - Grassenmix	Ruw beemdgras dominant, raaigras kent hoge bedekking maar ook andere grassen komen voor + enkele monospecifieke haarden van dicotylen zoals kruipende boterbloem, paardenbloem, gewone hoornbloem, witte klaver
G2: Graslandfase 2 - Dominant stadium	Meer dan 50% van de oppervlakte ingenomen door één niet sterk glanzende grassoort: gestreepte witbol, grote vossenstaart of glanshaver, + grassen en kruiden uit G0 en G1
G3: Graslandfase 3 - Gras-kruidenmix	Fijn mozaïek van grassen en kruiden zoals: beemdlangbloem, gewone berenklauw, gewoon duizendblad, gewoon reukgras, glanshaver, grasmuur, grote vossenstaart, hopklaver, kleine klaver, pastinaak, peen, rietzwenkgras, rode klaver, rood zwenkgras, scherpe boterbloem, sint-Janskruid, smalle weegbree, gewoon timoteegras, veldbeemdgras, veldzuring, gewoon biggenkruid, kamgras, veldgerst, vijfvingerkruid, echte koekoeksbloem, pinksterbloem, moerasrolklaver
G4: Graslandfase 4 - Bloemrijk grasland	Fijn mozaïek van grassen, kruiden, russen en zeggen.
G4a: Glanshavergrasland	aardaker, beemdkroon, beemdooievaarsbek, bevertjes, gele morgenster, gewone agrimonie, gewone rolklaver, gewone vogelmelk, glad walstro, goudhaver, graslathyrus, groot streepzaad, grote bevernel, grote pimpernel, gulden boterbloem, gulden sleutelbloem, klavervreter, kleine bevernel, kleine ratelaar, knolboterbloem, knolsteenbreek, knoopkruid, kraailook, margriet, muskuskaasjeskruid, naakte lathyrus, rapunzelklokje, ruige leeuwentand, veldlathyrus, veldsalie, vijfdelig kaasjeskruid en zachte haver, grote ratelaar, vertakte leeuwentand, vierzadige wikke
G4b: Stroomdalgrasland	cipreswolfsmelk, geoorde zuring, gestreepte klaver, grote tijm, handjesgras, harige ratelaar, hemelsleutel, kaal breukkruid, kleine pimpernel, kleine ratelaar, knikkende distel, knolbeemdgras, kruisdistel, kweekdravik, moeslook, ronde ooievaarsbek, rozetkruidkers, rozetsteenkers, sikkelklaver, slangenlook, smalle raai, tripmadam, veldsalie, viltganzerik, voorjaarszegge, wit en zacht vetkruid, zachte haver, zeepkruid

G4c: Kalkrijk kamgrasland	aarddistel, beemdkroon, bevertjes, driedistel, duifkruid, geelhartje, gevinde kortsteel, gewone agrimonie, goudhaver, grote tijm, gulden sleutelbloem, kattendoorn, kleine bevernel, kleine pimpernel, knolboterbloem, kruipend stalkruid, ruige leeuwentand, ruige weegbree, voorjaarszegge, wilde marjolein, zachte haver, zeegroene zegge
G4d: Bloemrijk struisgrasgrasland	akkerhoornbloem, gewone veldbies, gewoon biggenkruid, gewoon duizendblad, gewoon struisgras, hazenpootje, klein vogelpootje, kleine klaver, kleine leeuwentand, knolboterbloem, muizenoor, schapenzuring, smalle weegbree, vroege haver, zilverhaver
G4e: Bloemrijk vochtig tot nat grasland	echte koekoeksbloem, grote ratelaar, kruipend zenegroen, moeras/zompvergeet-me-nietje, dotterbloem, kale jonker, lidrus, moerasrolklaver, moeraswalstro, egelboterbloem, pinksterbloem, slanke sleutelbloem, tweerijige zegge, gewone waterbies, heelblaadjes, penningkruid, pijptorkruid, zomprus
G5: Graslandfase 5 - Soortenrijk schraalgrasland	Een fijn, soortenrijk mozaïek van geel-, grijs- en blauwgroene laagblijvende schijngrassen (zeggen en russen) en kruiden
G5a: Duingrasland	zanddoddengras, kleverige reigersbek, ruw vergeet-mij-nietje, kruipend stalkruid, zandhoornbloem, duinfakkelgras, liggende asperge, duindravik, duinviooltje, kegelsilene, ruwe klaver, duin- en gewimperd langbaardgras, lathyruswikke, geel walstro, grote tijm, geel zonneroosje, liggend bergvlas, nachtsilene, walstrobremraap, kalkbedstro, zachte haver, voorjaarsganzerik, duindravik, gestreepte klaver, wondklaver
G5b: Dwerghavergrasland	vroege haver, klein vogelpootje, zilverhaver, klein tasjeskruid, dwergviltkruid, eekhoorngras en zandblauwtje, veldereprijs, hazenpootje, eenjarige hardbloem, rode schijnspurrie, akkerviooltje, zandmuur, reigersbek, spurrie, straatgras, zandraket, vroegeling, kleine leeuwenklauw, zachte ooievaarsbek, klein streepzaad, gewoon langbaardgras, zandhoornbloem, slofhak
G5c: Kalkgrasland	blauwgras, bergdravik, duifkruid, grote centaurie, ruige scheefkelk, geel zonneroosje, kleine pimpernel, kalkwalstro, gevinde kortsteel, aarddistel, smal fakkelgras, driedistel
G5d: Heischraal grasland	blauwe knoop, blauwe zegge, bleeksporig bosviooltje, bleke zegge, borstelgras, dicht havikskruid, echte guldenroede, fijn schapengras, fraai hertshooi, gelobde maanvaren, gevlekte orchis, heidekartelblad, hondsviooltje, kleine tijm, klokjesgentiaan, knollathyrus, kruipganzerik, liggend walstro, liggende vleugeltjesbloem, mannetjesereprijs, spits havikskruid, stijf havikskruid, stijve ogentroost, tandjesgras, tormentil, trekrus, tweenervige zegge, veelbloemige veldbies, zaagblad, klokjesgentiaan, heidekartelblad, welriekende nachtorchis.

Ruigten	
R1: Verstoord grasland	duinriet, kruipertje, gewone raket, bijvoet, fijnstraal spp, kleine brandnetel, boerenwormkruid, kamille spp., varkensgras, akkerdistel, klein kaasjeskruid, teunisbloem spp., honingklaver spp., grote kaardenbol, stinkende ballote, kompassla, zeepkruid, wilde reseda, ijle dravik, kleine ooievaarsbek, kruldistel, slangenkruid, klein hoefblad, akkerwinde, kweek, heermoes, grote klaproos, herderstasje, paarse dovenetel, perzikkruid, vogelmuur, akkerkool
R2: Verruigd grasland	grote brandnetel, kleefkruid, ridderzuring, akkerdistel, speerdistel, gewone berenklauw, fluitenkruid, bramen, klit, Jacobskruiskruid, ijle dravik, dolle kervel, kweek, kropaar, haagwinde, zevenblad
R3: Brandnetelruigte	dominante bedekking van grote brandnetel
R4: Natte ruigten	moerasspirea, waterzuring, watermunt, wolfspoot, oeverzegge, grote en kleine lisdodde, grote egelskop, gele waterkers, gele lis, grote kattenstaart, poelruit, scherpe zegge, echte valeriaan, grote wederik, grote waterweegbree, gewone engelwortel, harig wilgenroosje, kattenstaart, koninginnenkruid, valse voszegge, moerasandoorn, tandzaad spp., pitrus, zeegroene rus, zwanenbloem, pluimzegge, moesdistel, kale jonker, geoord en gevleugeld helmkruid, liesgras, rietgras, riet
R5: Riet	riet en soorten uit R4
Struwelen	
S1: Dwergstruikvegetaties: heidesoorten	struikheide, dopheide, blauwe bosbes, stekelbrem, kruipbrem
S2: Brem- en gaspeldoornstruwelen	brem, gaspeldoorn
S3: Doornstruwelen	meidoorn spp., sleedoorn en rozen
S4: Bramen	braam spp. (inclusief framboos)
S5: Vlierstruwelen	gewone vlier (dominant)

Opgaande houtige vegetaties	
H1: Wilgenstruweel	wilgen spp., sporkehout, gewone vlier, braam spp., brede stekelvaren, grote brandnetel, hondsdraf, kleefkruid, pitrus
H2: Iepenstruweel	Houtige begroeiing in holle wegen van de leemstreek met gladde iep, ruwe iep, meidoorn spp., gewone es, gewone vlier, maarts viooltje, vogelmelk, aalbes, gevlekte aronskelk, speenkruid, vingerhelmbloem, grote keverorchis, klimop, klimopereprijs, look-zonder-look.
H3: Loofhout	Vegetaties op gerijpte, mesofiele tot droge bosbodems, gedomineerd door inheemse loofbomen. Boomlaag van mono-specifiek of dominant tot zeer gevarieerd met o.a.: beuk, zomereik, wintereik gewone es, haagbeuk, esdoorn, berk spp., hazelaar, zoete kers, trilpopulier. Mogelijke bijmenging (maar nooit dominant) met zwarte els, grauwe els, wilgen spp., sporkehout, en struweelsoorten (zie S1 tot S5). Kruidlaag: van afwezig tot zeer rijk met oude bosplanten (zie bijlage 3).
H4: Uitheems Loofhout	Jonge aanplant op niet-bosbodem met dominantie van allerlei loofhout op niet-bosbodems, incl. exoten (Robinia, populier, vederesdoorn, Amerikaanse eik, Amerikaanse vogelkers,…), ev. met bijmenging van struweelsoorten (S3 tot S5).
H5: Naaldhout	Naaldhoutbestanden van allerlei aard: van mono-specifiek of dominant tot gevarieerd met o.a. zwarte den, grove den, spar spp., lork, Douglass en ev. struweelsoorten (soorten uit S1, S2, S4, S5).
E: Exoten	Vlakvormende vegetaties van invasieve, exoten (excl. opgaande houtige soorten)

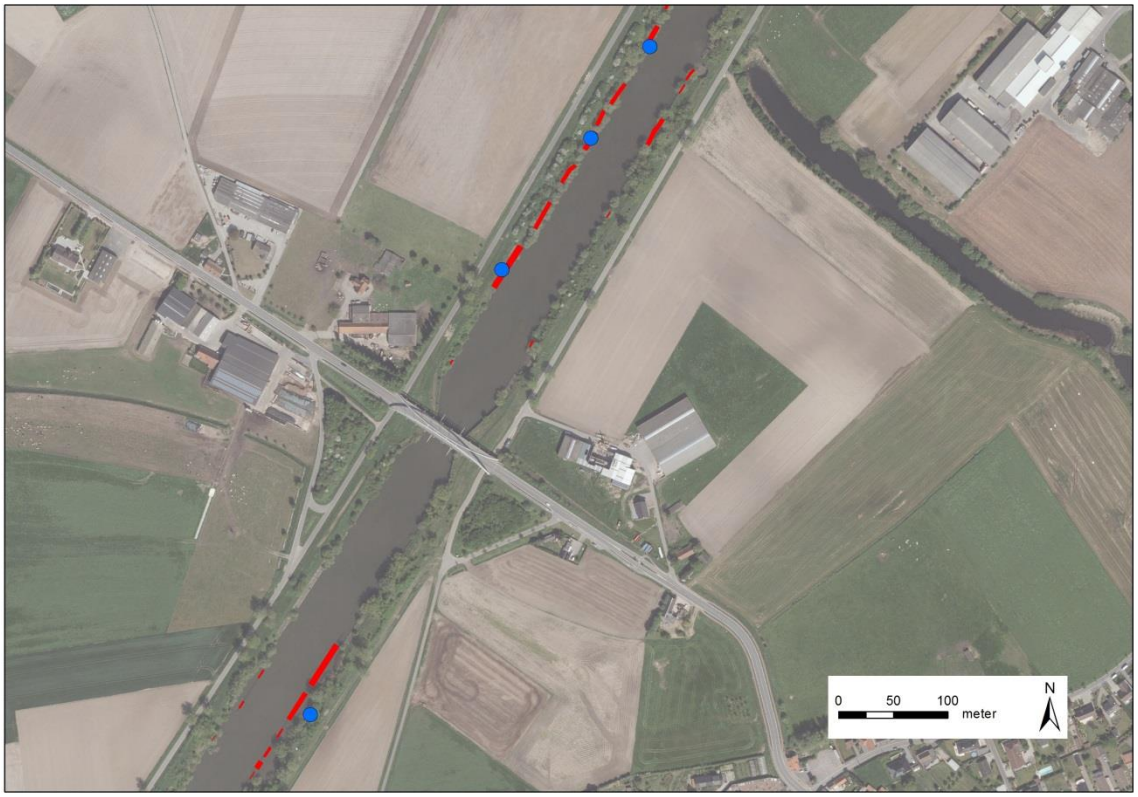
Bijlage 2. Territoria van kleine karekiet tussen Deinze en Sint-Baafs-Vijve.

Blauwe bollen: territorium van kleine karekiet, op basis van veldwerk en methodiek beschreven in hoofdstuk 4.

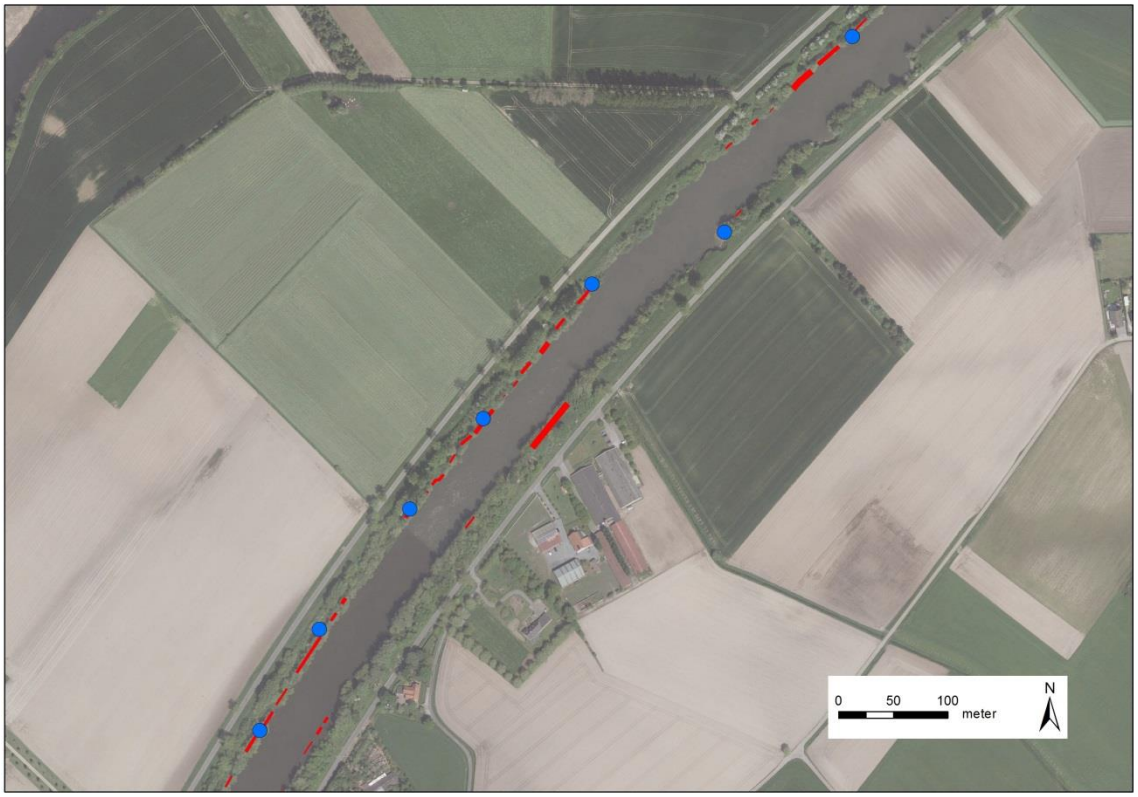
Rode lijn = rietkraag (bron DVW, data van oktober 2018).

0 50 100
meter
N

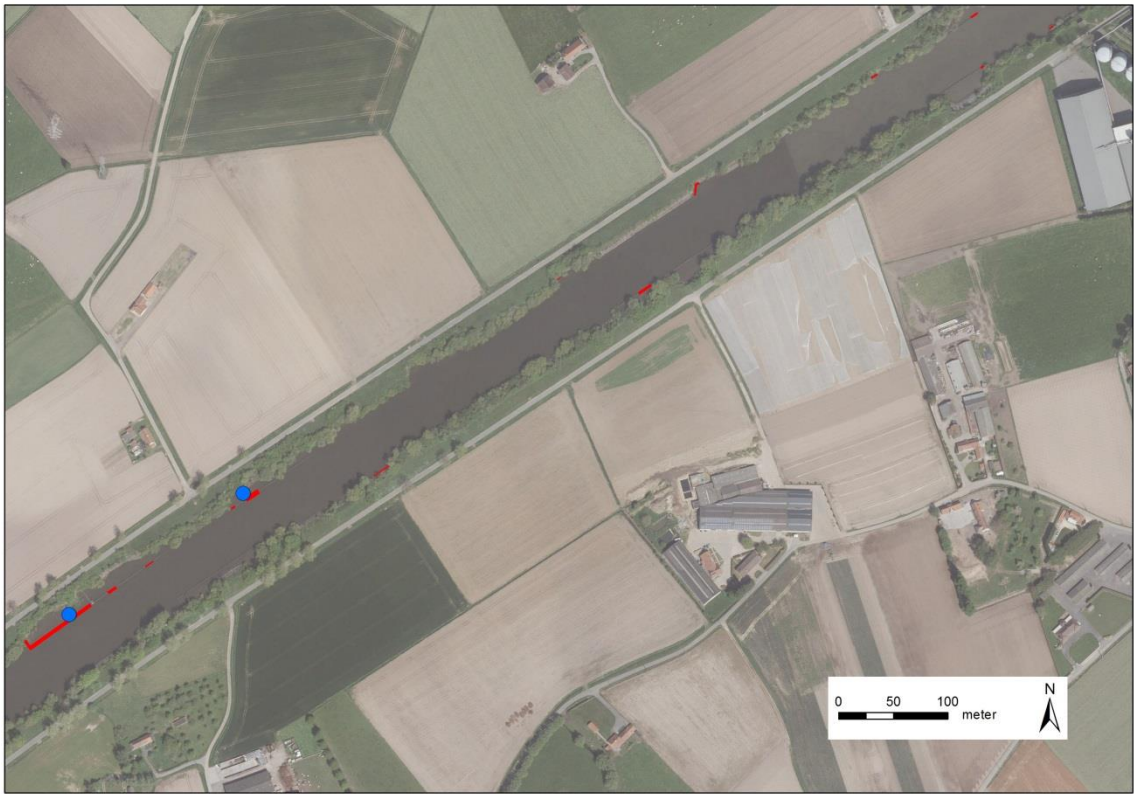
0 50 100
meter
N



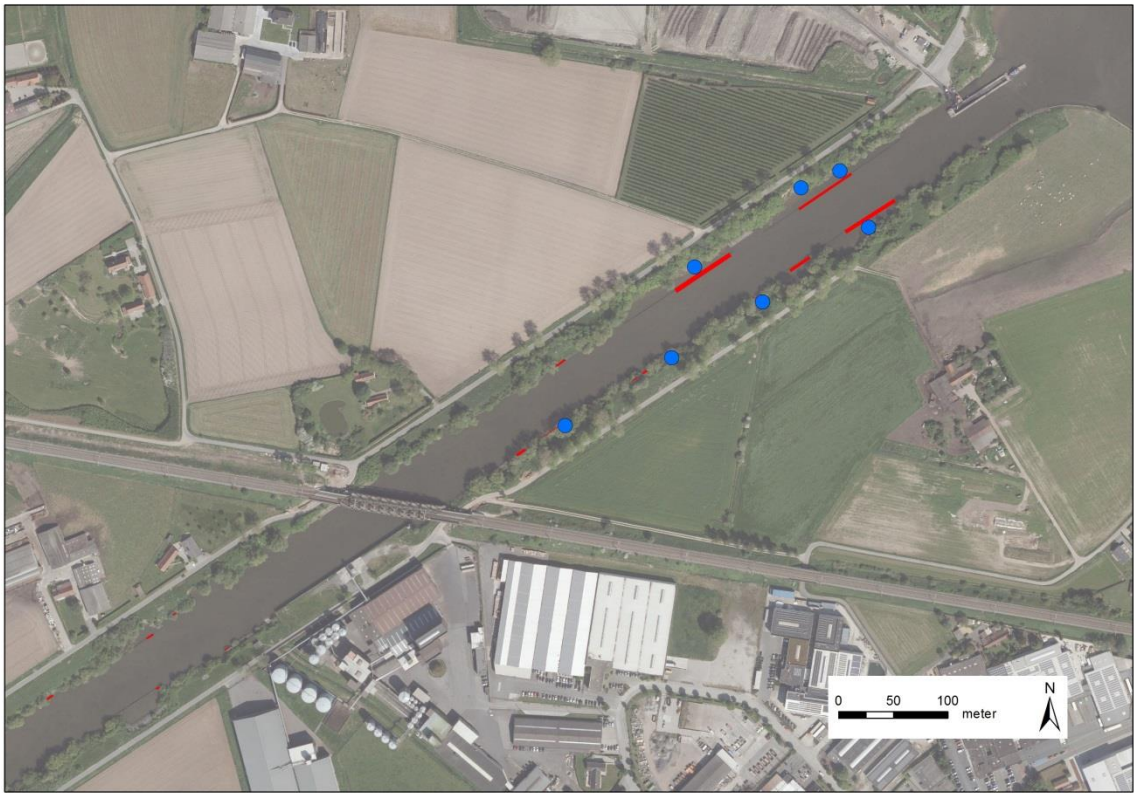
doi.org/10.21436/inbor.17478670


0 50 100
meter
N

0 50 100
meter
N

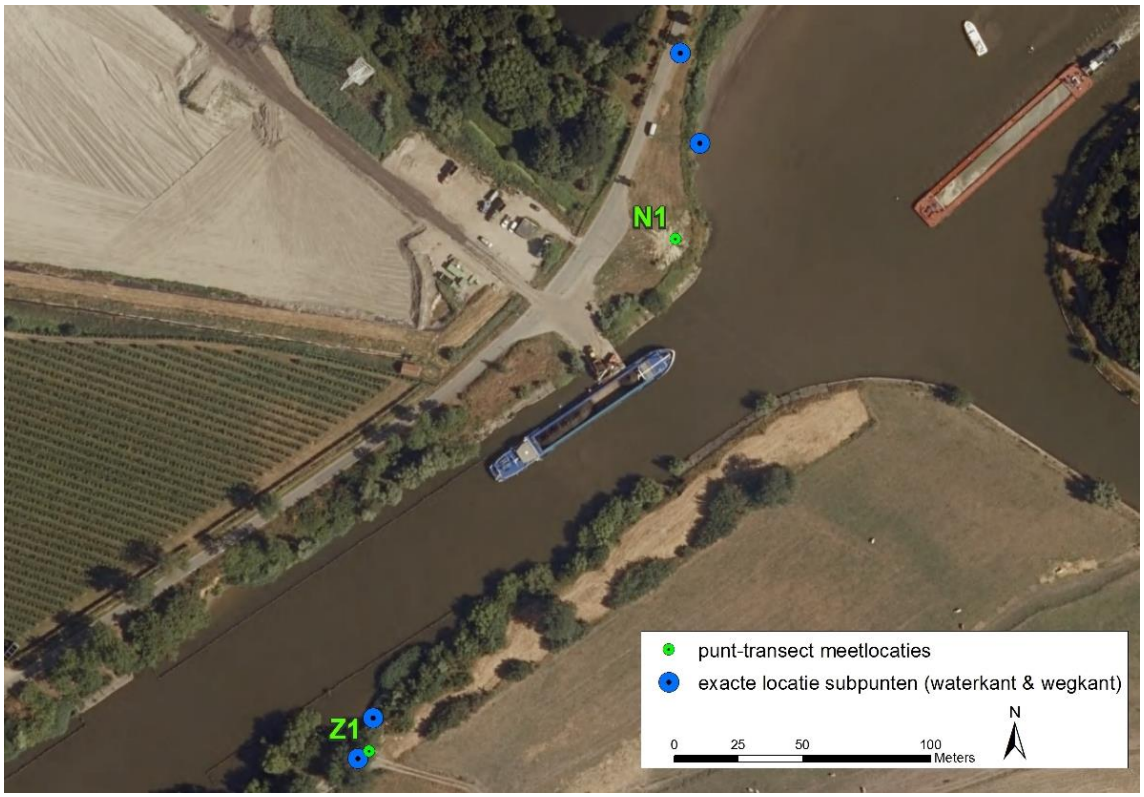


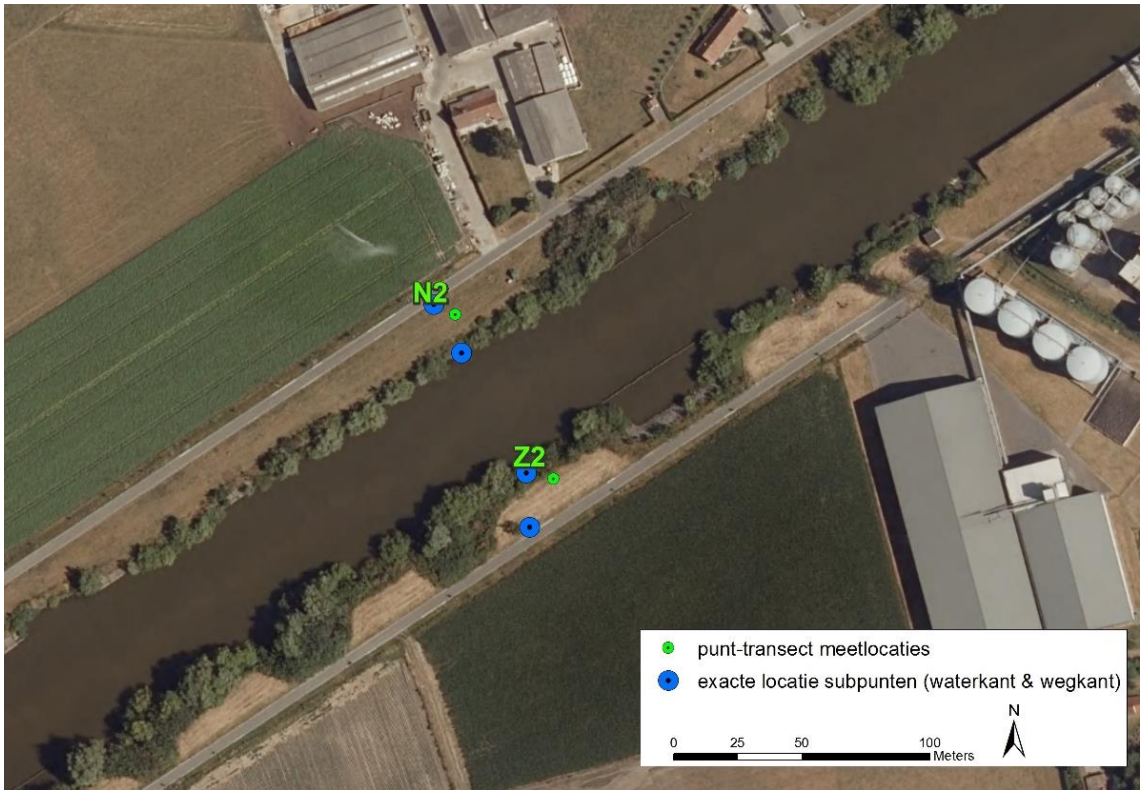
doi.org/10.21436/inbor.17478670


0
50
100
meter
N

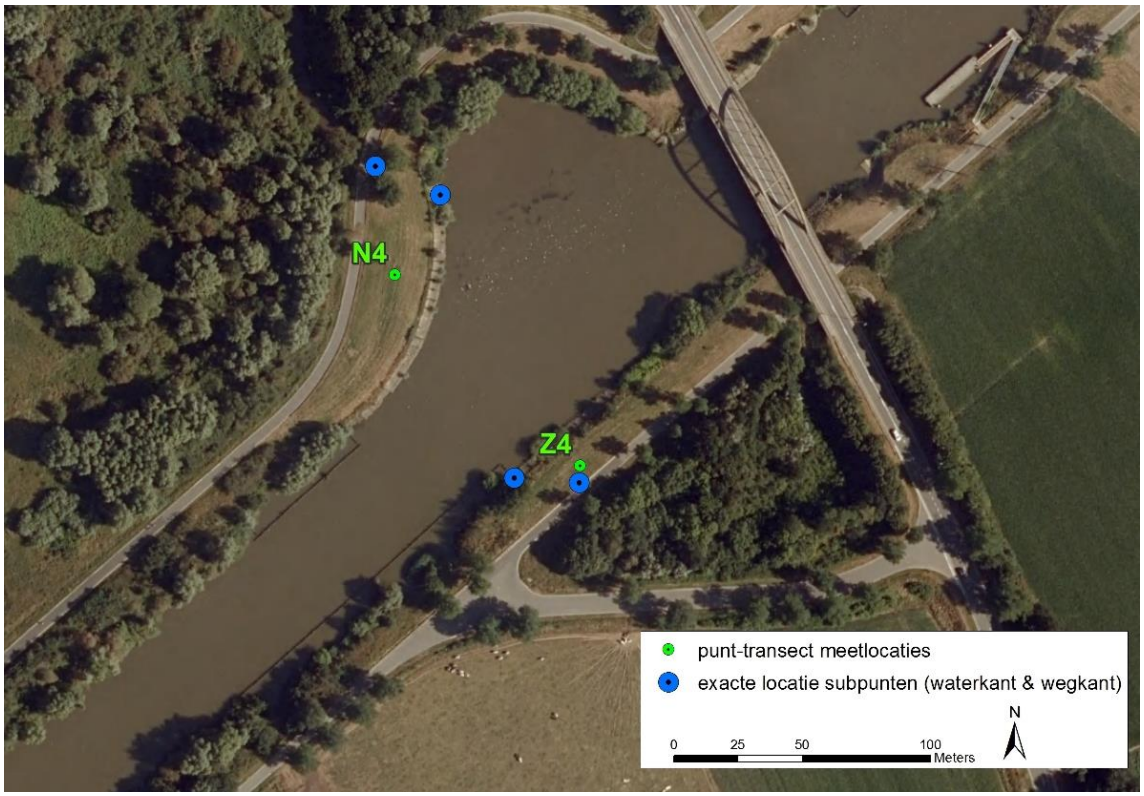
Bijlage 3. Punt-transect meetpunten vleermuizen.

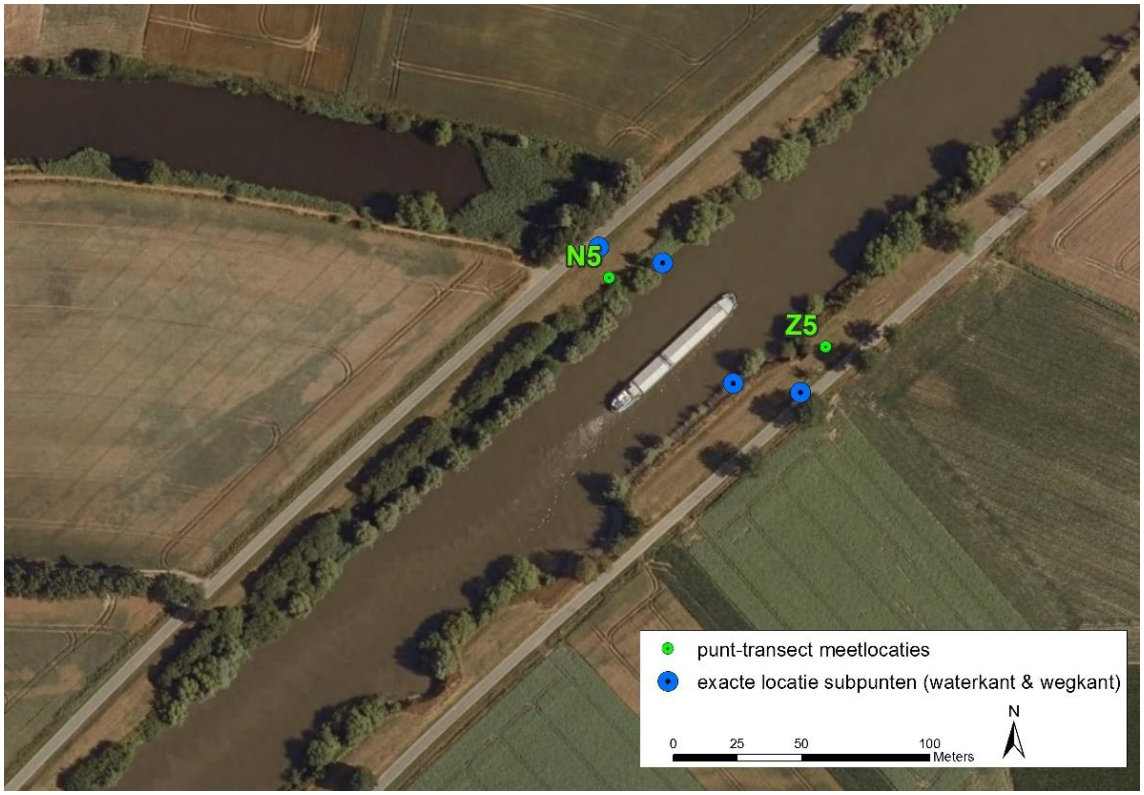
Ruw aangegeven meetpuntlocaties voor de actieve (punt-)transect-metingen met mobiele batdetector (N1 tot N10 aan noordkant Leie, Z1 tot Z10 aan zuidkant Leie) met daarbij weergave van de gekozen exacte locaties per subpunt (waterkant en kant van de weg).



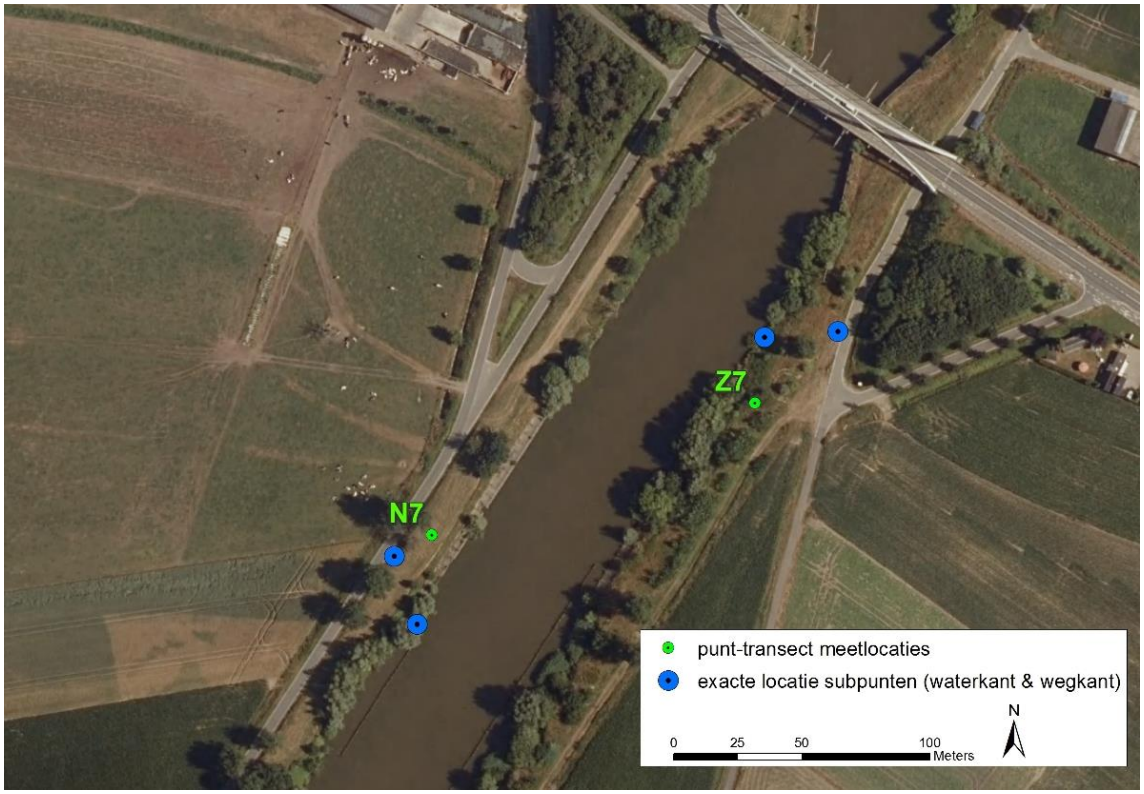


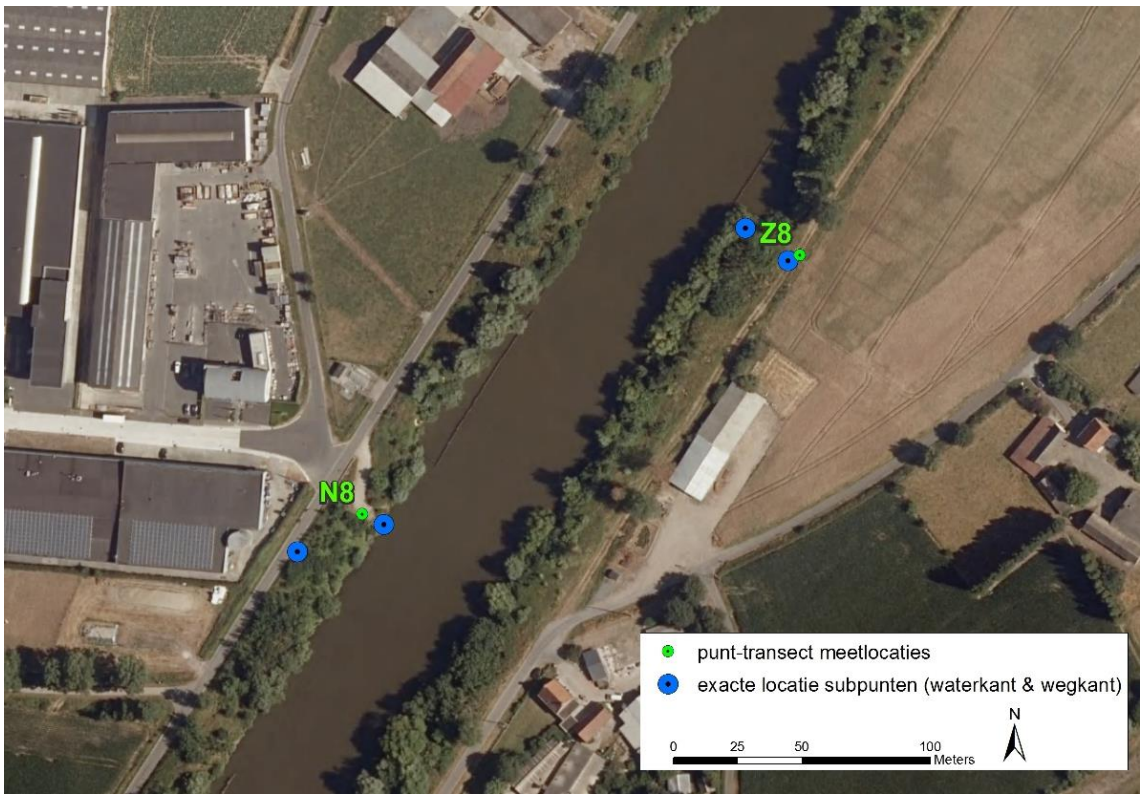
N3
Z3
punt-transect meetlocaties
exacte locatie subpunten (waterkant & wegkant)
0 25 50 100
Meters
N

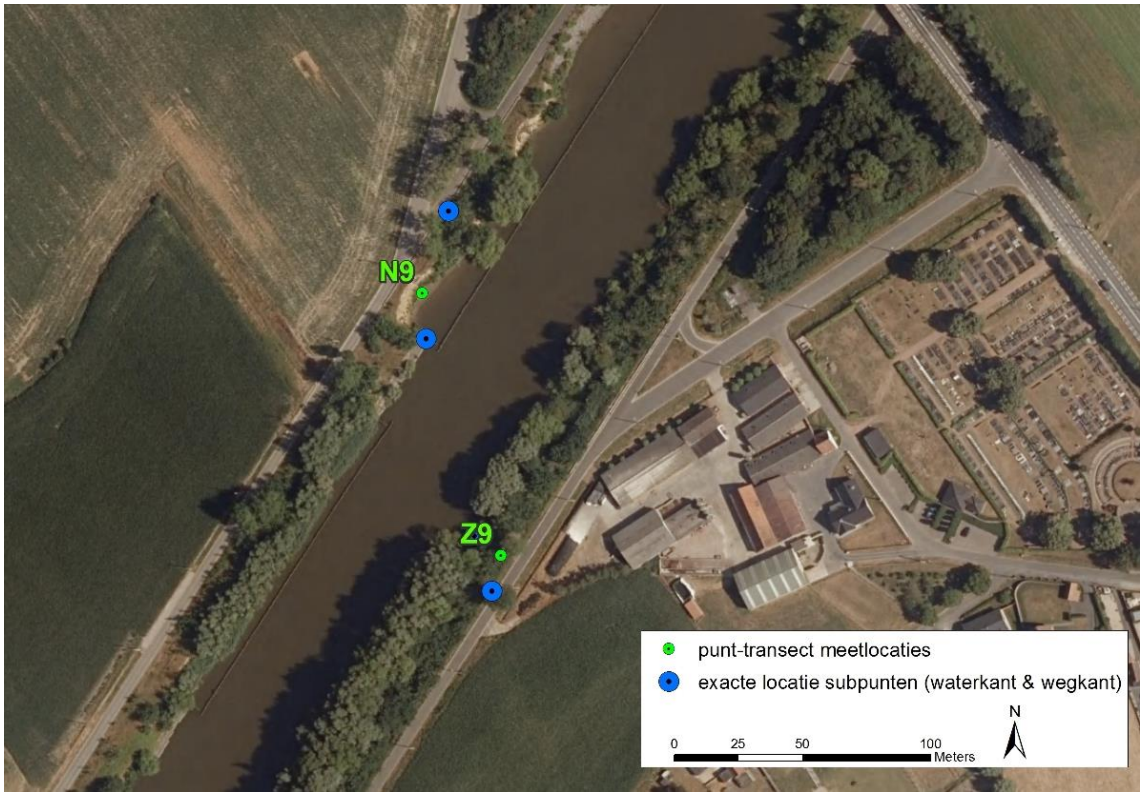

N4
Z4
punt-transect meetlocaties
exacte locatie subpunten (waterkant & wegkant)
0 25 50 100
Meters
N


N5
Z5
punt-transect meetlocaties
exacte locatie subpunten (waterkant & wegkant)
0 25 50 100
Meters
N

Z6
N6
punt-transect meetlocaties
exacte locatie subpunten (waterkant & wegkant)
0 25 50 100
Meters
N


Z7
N7
punt-transect meetlocaties
exacte locatie subpunten (waterkant & wegkant)
0 25 50 100
Meters
N

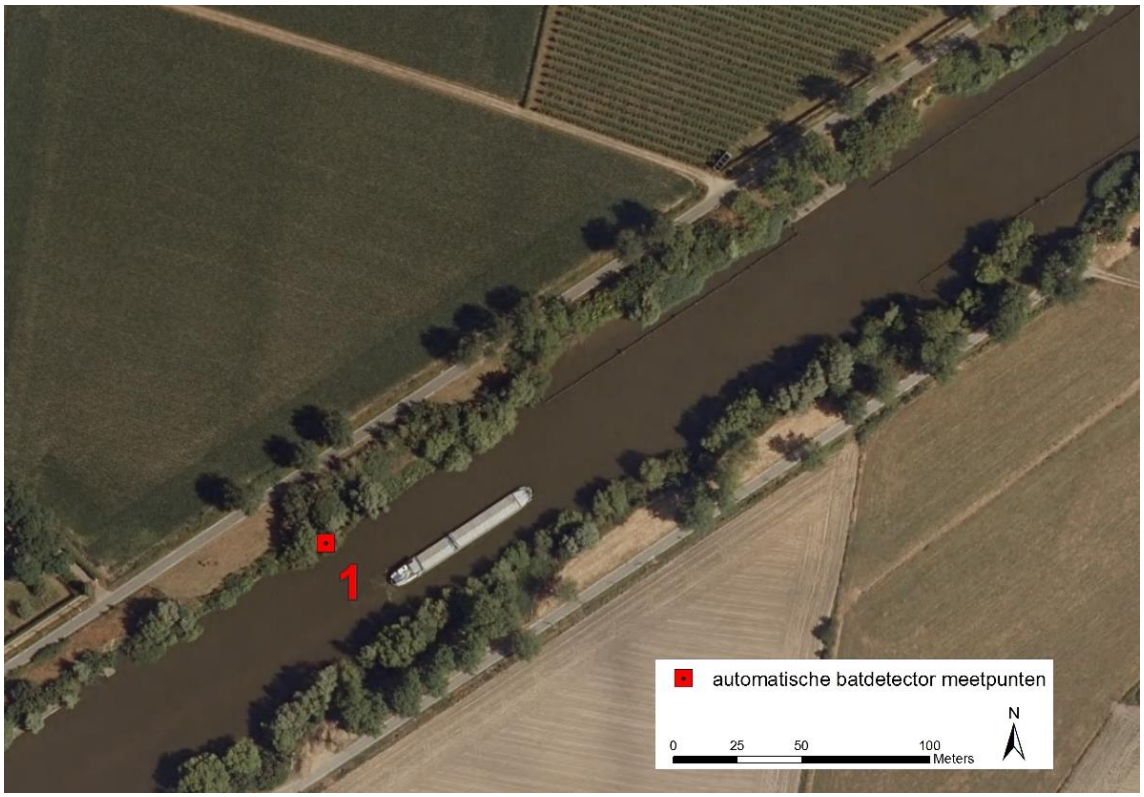

Z8
N8
punt-transect meetlocaties
exacte locatie subpunten (waterkant & wegkant)
0 25 50 100
Meters
N

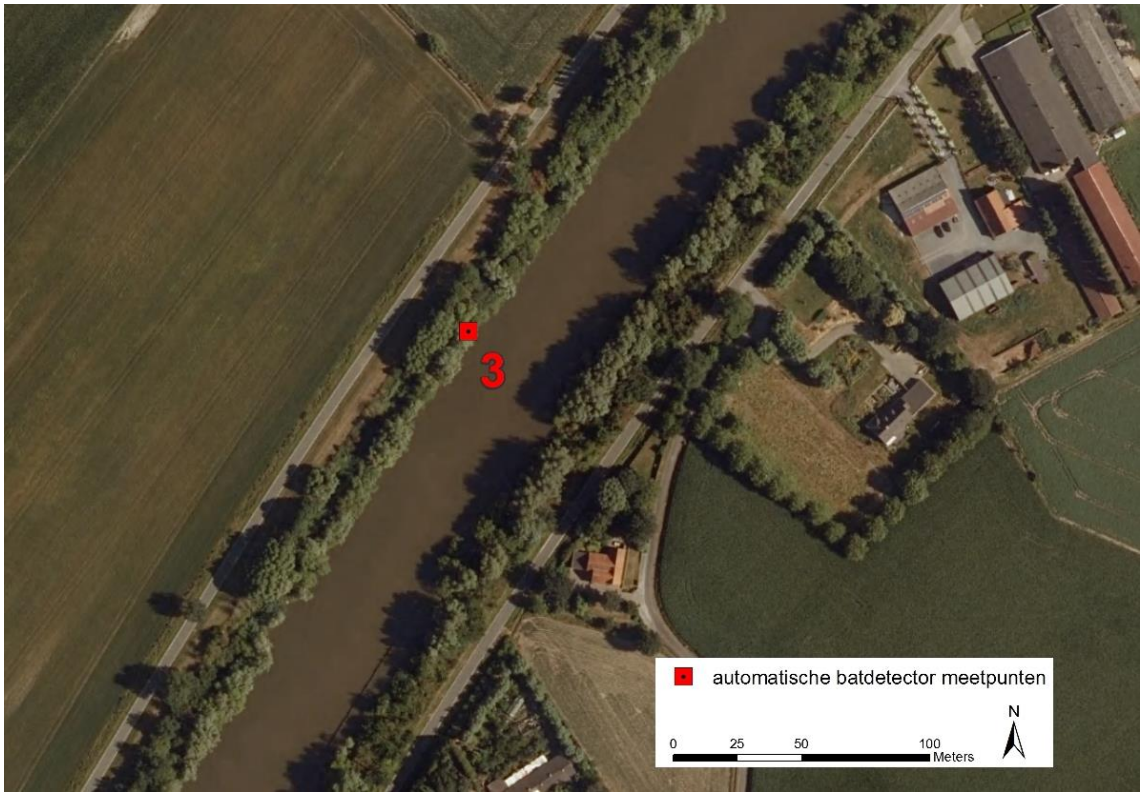

N9
Z9
punt-transect meetlocaties
exacte locatie subpunten (waterkant & wegkant)
0 25 50 100
Meters
N

N10
Z10
punt-transect meetlocaties
exacte locatie subpunten (waterkant & wegkant)
0 25 50 100
Meters
N

Bijlage 4. Automatische batdetector meetpunten vleermuizen.

Exacte locatie van de passieve continue metingen met vier automatische batdetectors (punt 1 en 3 aan noordkant Leie, punt 2 en 4 aan zuidkant Leie).




3
automatische batdetector meetpunten
0 25 50 100
Meters
N

4
automatische batdetector meetpunten
0 25 50 100
Meters
N

Bijlage 5. Vleermuisdetecties tijdens de punt-transect-metingen.

Aantal vleermuisdetecties (als vleermuispassages) op de 10 vaste telpunten tijdens de actieve punt-transect-metingen (zie figuur 38 en bijlage 3), hieronder opgesplitst in de som van de metingen per seizoen (april-mei, juli-aug en sept-okt) en de kant van de Leie (Noordkant of Zuidkant). Elk telpunt werd ook opgesplitst in een waterkant en wegkant (telkens een 5 min telling).

PIPPIP = gewone dwergvleermuis, PIPNAT = ruige dwergvleermuis, MYODAU = watervleermuis, MYOMYS = gewone baardvleermuis (of Brandts vleermuis), PLEAUR = (gewone) grootoor, EPTSER = laatvlieger, NYCNOC = rosse vleermuis. De vermelding van 'sociaal' heeft betrekking op het aantal detecties van sociaal geluid.

	PIPPIP	PIPPIP sociaal	PIPNAT	PIPNAT sociaal	MYODAU	MYODAU sociaal	MYOMYS	PLEAUR	PLEAUR sociaal	EPTSER	NYCNOC	Totaal
april-mei	**1066**	**18**	**428**	**4**	**66**	**0**	**0**	**2**	**1**	**5**	**4**	**1594**
Noordkant (N) Leie	**482**	**13**	**21**	**1**	**42**			**1**		**4**	**1**	**745**
N waterkant	**257**	**6**	**19**	**1**	**39**			**1**		**2**	**1**	**497**
telpunt 1, N waterkant	4		3									7
telpunt 2, N waterkant	13		7									2
telpunt 3, N waterkant	36	1	11									48
telpunt 4, N waterkant	3		9		13					1		26
telpunt 5, N waterkant	36	1	28		3							68
telpunt 6, N waterkant	24	1	9		18					1		53
telpunt 7, N waterkant	2	1	1		1			1				33
telpunt 8, N waterkant	62	1	48		1							112
telpunt 9, N waterkant	58	1	63	1	3							126
telpunt 10, N waterkant	1		2								1	4
N wegkant	**225**	**7**	**11**		**3**					**2**		**248**
telpunt 1, N wegkant	2											2
telpunt 2, N wegkant	49	1	3									53
telpunt 3, N wegkant	34	1	3		1							39
telpunt 4, N wegkant	46	2	1		1							5
telpunt 5, N wegkant	28	1	4		1							34
telpunt 6, N wegkant	27	1								1		29
telpunt 7, N wegkant	21	1								1		23
telpunt 8, N wegkant	6											6
telpunt 9, N wegkant	7											7
telpunt 10, N wegkant	5											5
Zuidkant (Z) Leie	**584**	**5**	**227**	**3**	**24**			**1**	**1**	**1**	**3**	**849**
Z waterkant	**356**	**3**	**192**	**2**	**23**						**1**	**577**
telpunt 1, Z waterkant	56		62	1								119
telpunt 2, Z waterkant	14		1									15
telpunt 3, Z waterkant	66	1	5		1							73
telpunt 4, Z waterkant	35		64	1								1
telpunt 5, Z waterkant	8		5									13
telpunt 6, Z waterkant	5		12		4							66
telpunt 7, Z waterkant	31	1	15		3							5
telpunt 8, Z waterkant	53		21		2						1	77
telpunt 9, Z waterkant	41	1	4		11							57
telpunt 10, Z waterkant	2		3		2							7
Z wegkant	**228**	**2**	**35**	**1**	**1**			**1**	**1**	**1**	**2**	**272**
telpunt 1, Z wegkant	95											95
telpunt 2, Z wegkant	53	1	27	1								82
telpunt 3, Z wegkant	3											3
telpunt 4, Z wegkant	5		2									7
telpunt 5, Z wegkant	18											18
telpunt 6, Z wegkant	12		1					1	1	1		16
telpunt 7, Z wegkant	22	1	3		1						1	28
telpunt 8, Z wegkant	1		2								1	13
telpunt 9, Z wegkant	1											1
telpunt 10, Z wegkant												

	PIPPIP	PIPPIP sociaal	PIPNAT	PIPNAT sociaal	MYODAU	MYODAU sociaal	MYOMYS	PLEAUR	PLEAUR sociaal	EPTSER	NYCNOC	Totaal
juli-aug	**423**	**1**	**3**	**0**	**59**	**0**	**4**	**0**	**0**	**10**	**8**	**508**
Noordkant (N) Leie	**247**	**1**	**3**		**52**		**3**			**1**	**6**	**322**
N waterkant	**18**		**2**		**52**						**4**	**238**
telpunt 1, N waterkant	1											1
telpunt 2, N waterkant	8											8
telpunt 3, N waterkant	58				11							69
telpunt 4, N waterkant	7										1	8
telpunt 5, N waterkant	13										3	16
telpunt 6, N waterkant	1		2		5							8
telpunt 7, N waterkant	64				3							94
telpunt 8, N waterkant	4				3							7
telpunt 9, N waterkant	21				2							23
telpunt 10, N waterkant	3				1							4
N wegkant	**67**	**1**	**1**				**3**			**1**	**2**	**84**
telpunt 1, N wegkant	4		1							1		15
telpunt 2, N wegkant	3											3
telpunt 3, N wegkant	32	1										33
telpunt 4, N wegkant	2						3					5
telpunt 5, N wegkant	3										1	4
telpunt 6, N wegkant	14											14
telpunt 7, N wegkant	4											4
telpunt 8, N wegkant	2											2
telpunt 9, N wegkant	2											2
telpunt 10, N wegkant	1										1	2
Zuidkant (Z) Leie	**176**				**7**		**1**				**2**	**186**
Z waterkant	**13**				**7**						**2**	**139**
telpunt 1, Z waterkant	24				3							27
telpunt 2, Z waterkant	4											4
telpunt 3, Z waterkant	8											8
telpunt 4, Z waterkant	29										1	3
telpunt 5, Z waterkant	6										1	7
telpunt 6, Z waterkant	34											34
telpunt 7, Z waterkant	11											11
telpunt 8, Z waterkant	4				1							5
telpunt 9, Z waterkant	9				2							11
telpunt 10, Z waterkant	1				1							2
Z wegkant	**46**						**1**					**47**
telpunt 1, Z wegkant	19											19
telpunt 2, Z wegkant	7											7
telpunt 3, Z wegkant	3											3
telpunt 4, Z wegkant	5											5
telpunt 5, Z wegkant	1											1
telpunt 6, Z wegkant	2											2
telpunt 7, Z wegkant	2											2
telpunt 8, Z wegkant	2											2
telpunt 9, Z wegkant	4						1					5
telpunt 10, Z wegkant	1											1

	PIPPIP	PIPPIP sociaal	PIPNAT	PIPNAT sociaal	MYODAU	MYODAU sociaal	MYOMYS	PLEAUR	PLEAUR sociaal	EPTSER	NYCNOC	Totaal
sept-okt	**656**	**4**	**128**	**2**	**29**	**1**	**6**	**3**	**0**	**0**	**4**	**833**
Noordkant (N) Leie	**369**	**2**	**96**	**1**	**24**		**5**	**2**			**4**	**53**
N waterkant	**262**	**1**	**62**		**23**		**1**	**2**			**1**	**352**
telpunt 1, N waterkant	3				3							6
telpunt 2, N waterkant	16		2		2			1				21
telpunt 3, N waterkant	23		1		1							34
telpunt 4, N waterkant	4				2						1	7
telpunt 5, N waterkant	1		4		3							8
telpunt 6, N waterkant	9		7		9							25
telpunt 7, N waterkant	98		11		2							111
telpunt 8, N waterkant	27		6					1				34
telpunt 9, N waterkant	6	1	7		1							69
telpunt 10, N waterkant	21		15				1					37
N wegkant	**17**	**1**	**34**	**1**	**1**		**4**				**3**	**151**
telpunt 1, N wegkant	9		2				2				3	16
telpunt 2, N wegkant	31	1	1									33
telpunt 3, N wegkant	4											4
telpunt 4, N wegkant	6		2				2					1
telpunt 5, N wegkant	23		28	1	1							53
telpunt 6, N wegkant	7											7
telpunt 7, N wegkant	4		1									5
telpunt 8, N wegkant	2											2
telpunt 9, N wegkant	9											9
telpunt 10, N wegkant	12											12
Zuidkant (Z) Leie	**287**	**2**	**32**	**1**	**5**	**1**	**1**	**1**				**33**
Z waterkant	**27**	**1**	**28**	**1**	**5**	**1**	**1**	**1**				**38**
telpunt 1, Z waterkant	63		12									75
telpunt 2, Z waterkant	1		2									12
telpunt 3, Z waterkant	35		2									37
telpunt 4, Z waterkant	19		3									22
telpunt 5, Z waterkant	3				1							4
telpunt 6, Z waterkant	29		2									31
telpunt 7, Z waterkant	3		1					1				5
telpunt 8, Z waterkant	3		2		2	1	1					36
telpunt 9, Z waterkant	75	1	2	1	2							81
telpunt 10, Z waterkant	3		2									5
Z wegkant	**17**	**1**	**4**									**22**
telpunt 1, Z wegkant	3		1									4
telpunt 2, Z wegkant	2											2
telpunt 3, Z wegkant	1											1
telpunt 4, Z wegkant	1		1									2
telpunt 5, Z wegkant	1											1
telpunt 6, Z wegkant			1									1
telpunt 7, Z wegkant	1											1
telpunt 8, Z wegkant												
telpunt 9, Z wegkant	6	1										7
telpunt 10, Z wegkant	2		1									3

Bijlage 6. Vleermuisdetecties met automatische batdetectors.

Aantal vleermuisdetecties (als vleermuispassages) van de passieve metingen met automatische batdetectors gelijktijdig op vier meetpunten (punt nr. 1 tot 4, zie figuur 38 en bijlage 4), per nacht in de periodes april, mei, juli, augustus, september en oktober (zie verschillende grijstinten). De datum van de nacht op bv. 6/04/2018 toont het aantal detecties vanaf zonsondergang op 6/04/2018 tot zonsopgang op 7/04/2018. In juli was de einddatum op punt 4 omwille van volle geheugenkaarten beperkt tot 14 juli terwijl op de andere punten toen langer werd gemeten. De extra nachten op de andere punten zijn aangegeven door de rode omkadering.

PIPPIP = gewone dwergvleermuis, PIPNAT = ruige dwergvleermuis, PIPPYG = kleine dwergvleermuis, MYODAU = watervleermuis, MYODAS = meervleermuis, MYOMYS = gewone baardvleermuis (of Brandts vleermuis), PLEAUR = (gewone) grootoor, EPTSER = laatvlieger, NYCNOC = rosse vleermuis, NYCLEI = bosvleermuis.

Punt 1	PIPPIP	PIPNAT	MYODAU	MYODAS	MYOMYS	PLEAUR	EPTSER	NYCNOC	NYCLEI	Totaal
6/04/2018	54	14	5		1					74
7/04/2018	1244	44	4					20		1312
8/04/2018	1069	27	8					1		1105
9/04/2018	310	3	5					1		319
10/04/2018	272	9	2			1		4		288
11/04/2018	591	29	6			1		1		628
12/04/2018	105	6	2							113
13/04/2018	409	36	14							459
14/04/2018	19	1	3							23
15/04/2018	837	15	43							895
16/04/2018	2117	101	96							2314
17/04/2018	1528	1352	90			1	1			2972
18/04/2018	1238	1595	20			1				2854
6/05/2018	1285	52	76				1	1		1415
7/05/2018	1261	49	25							1335
8/05/2018	1714	27	72				3			1816
9/05/2018	1970	91	65			1	1			2128
10/05/2018	1722	44	96			2				1864
11/05/2018	2039	78	1							2118
12/05/2018	1224	33	11			3	1			1272
13/05/2018	2016	76	4							2096
14/05/2018	1645	94	2							1741
15/05/2018	2086	87	6			1	1	2		2183
16/05/2018	957	16	1					2		976
17/05/2018	278	8	10				1			297
18/05/2018	225	5	5			1				236
19/05/2018	132	27	5			1	1	1		167
20/05/2018	816	35	6		1		2	2		862
21/05/2018	123	32	4			4	1	2	1	167
22/05/2018	386	51	3					3		443
23/05/2018	62	21	1			3		1		88
24/05/2018	40	7	1			4				52
25/05/2018	181	18	1					1		201
26/05/2018	20	26	1			8		2		57
27/05/2018	30	6			1			2		39
4/07/2018	69	2				1	3			75
5/07/2018	109	6	5				1			121
6/07/2018	86	6	4				3			99
7/07/2018	41	7	4							52
8/07/2018	106	12	1			2	2			123
9/07/2018	334	8	2				6			350
10/07/2018	486	8	2				5			501

11/07/2018	1051	13								1064
12/07/2018	450	3	2			1	2			458
13/07/2018	157	5	2			1	2			167
14/07/2018	175	2	3				6	2		188
15/07/2018	129	5	1				3			138
16/07/2018	219	1	1							221
17/07/2018	336	2					2	1		341
18/07/2018	794	8					1	1		804
19/07/2018	725	8	1				4	1		739
20/07/2018	236	3	1				1			241
14/08/2018	184	1						1		186
15/08/2018	211	6	1			2	2	1		223
16/08/2018	89	5	2				1			97
17/08/2018	158	5	5			2	1	1		172
18/08/2018	181	7				1	4			193
19/08/2018	197	25	6				3			231
20/08/2018	161	23	5	1		1	4	5		200
21/08/2018	100	16	5			2	3	3		129
22/08/2018	121	38	1	2		1	2	1	1	167
23/08/2018	197	32	3			1	5	1		239
9/09/2018	580	128	6			2	2	3		721
10/09/2018	366	78	1			3	3			451
11/09/2018	695	101	3			1	1	2		803
12/09/2018	185	100	8			2	3	8		306
13/09/2018	302	108	2			7		1		420
14/09/2018	383	86	2			10				481
15/09/2018	184	48	9			2		1	1	245
16/09/2018	255	60	3			7	1			326
17/09/2018	59	53	5			8	2			127
18/09/2018	28	43	5			5		1		82
19/09/2018	24	149	4			3	1	1		182
20/09/2018	15	7	5	1			1			29
21/09/2018	68	73	5			1				147
22/09/2018	4	10	3					1		18
23/09/2018	22	74	2							98
24/09/2018	233	144	1			2				380
25/09/2018	208	96	1			6		10		321
26/09/2018	101	28	2			3				134
7/10/2018	78	181	3			11				273
8/10/2018	30	127	1			6				164
9/10/2018	15	17				4				36
10/10/2018	9	3	1			4		1		18
11/10/2018	9	4				1				14
12/10/2018	14	6				3				23
13/10/2018	8	17				9	1			35
14/10/2018	7	24	3			6				40
15/10/2018	25	58	2			6				91
16/10/2018	5	48				2				55
17/10/2018	38	61								99
18/10/2018	27	45		2		6				80
19/10/2018	13	15	1	1		2				32
20/10/2018	1	2				2				5
21/10/2018	15	14				3				32
22/10/2018	8	10	1			3				22
Eindtotaal	**41121**	**6390**	**830**	**7**	**3**	**177**	**94**	**93**	**3**	**48718**

Punt 2	PIPPIP	PIPNAT	MYODAU	MYODAS	MYOMYS	PLEAUR	EPTSER	NYCNOC	NYCLEI	Totaal
6/04/2018	221	53	6			1				281
7/04/2018	48	72	4					3		127
8/04/2018	20	14	2							36
9/04/2018	16	9	2			1				28
10/04/2018	40	13	5							58
11/04/2018	235	24	11				1			271
12/04/2018	59	22	5		1					87
13/04/2018	28	33	1							62
14/04/2018	20	4	4					1		29
15/04/2018	39	21	8				1			69
16/04/2018	295	91	41							427
17/04/2018	642	1361	25		1	1				2030
18/04/2018	1357	696	34					1		2088
6/05/2018	121	41	7			2	2	1		174
7/05/2018	107	59	47					3		216
8/05/2018	179	52	28			2	1			262
9/05/2018	319	46	4							369
10/05/2018	541	31	6	1		2				581
11/05/2018	851	78	18					1		948
12/05/2018	153	30	1					2		186
13/05/2018	330	29	1							360
14/05/2018	88	19				1				108
15/05/2018	59	22	1			3		1		86
16/05/2018	26	13						1		40
17/05/2018	117	11	2			1				131
18/05/2018	144	19	1							164
19/05/2018	42	16				1				59
20/05/2018	58	22				1	1	1		83
21/05/2018	48	21				2		2		73
22/05/2018	29	25						2		56
23/05/2018	32	10	1				1			44
24/05/2018	60	17	2					4		83
25/05/2018	29	14								43
26/05/2018	195	49	9				1	1		255
27/05/2018	50	10	11					1	1	73
4/07/2018	212	2	8				1			223
5/07/2018	243	5	6				1			255
6/07/2018	184	7	6							197
7/07/2018	207	7	11		1					226
8/07/2018	182	6	3				1	2		194
9/07/2018	113	10				2	1			126
10/07/2018	61	5	2							68
11/07/2018	189	16	1				2			208
12/07/2018	262	4	1				1	1		269
13/07/2018	191	3	1					1		196
14/07/2018	201	13	2				4			220

15/07/2018	195	4	11		2					212
16/07/2018	131	5	22		2		1			161
17/07/2018	179	5	19		2		1			206
18/07/2018	245	3	8			1	1			258
19/07/2018	196	1	1				1	1		200
20/07/2018	111	5	2					1		119
21/07/2018	128	4	13		1					146
22/07/2018	111	3	35	1	2		4			156
23/07/2018	113	3	8	1		1	4			130
14/08/2018	104	9	5					1		119
15/08/2018	111	5	10			1	1	1		129
16/08/2018	35	4	1							40
17/08/2018	107	7	20					2		136
18/08/2018	64	5	9							78
19/08/2018	52	3	3					2		60
20/08/2018	99	16	22	1		2	3	1		144
21/08/2018	77	16	9			3	1			106
22/08/2018	68	32	10	1		2		2		115
23/08/2018	33	16	6			1				56
9/09/2018	40	82	6			1	1	2		132
10/09/2018	61	74	16	2		1	1	1		156
11/09/2018	48	61	5		1	2	1	1		119
12/09/2018	21	25	3			2		3		54
13/09/2018	46	69	16		2	3		1		137
14/09/2018	28	76	10			4	1			119
15/09/2018	34	43	12		2	1		4		96
16/09/2018	32	45	23		2	4	1	1		108
17/09/2018	80	91	29			3	1	2		206
18/09/2018	31	55	20			2	2			110
19/09/2018	27	66	14		1	3	1			112
20/09/2018	11	35	10			4	1			61
21/09/2018	9	21	1			2				33
22/09/2018	7	20				1				28
23/09/2018	1	6								7
24/09/2018	18	43	6		4	4				75
25/09/2018	30	47	9			1				87
26/09/2018	23	27	4					1		55
7/10/2018	12	19								31
8/10/2018	17	23	1			3				44
9/10/2018	42	45	2			3		1		93
10/10/2018	43	41	42		1	3				130
11/10/2018	37	52	10			2		1		102
12/10/2018	32	34	8			2		1		77
13/10/2018	44	58	13		3	4		1		123
14/10/2018	22	101	16		1		1			141
15/10/2018	15	31	5			2				53
16/10/2018	13	50	4				4			71
17/10/2018	3	21	1			1				26
18/10/2018	9	27				2				38
19/10/2018	3	11				1				15
20/10/2018	2	4				2				8
21/10/2018	4	4				1				9
22/10/2018	1	3				1				5
Eindtotaal	**11648**	**4681**	**828**	**7**	**29**	**96**	**51**	**60**	**1**	**17401**

Punt 3	PIPPIP	PIPNAT	PIPPYG	MYODAU	MYODAS	MYOMYS	PLEAUR	EPTSER	NYCNOC	NYCLEI	Totaal
6/04/2018	22	32		14							68
7/04/2018	517	115		48					2		682
8/04/2018	169	52		20							241
9/04/2018	34	15		12		1					62
10/04/2018	86	27		13			1		1		128
11/04/2018	45	37		15		1			1		99
12/04/2018	27	12		8							47
13/04/2018	41	41		18		1			1		102
14/04/2018	4	3		7					2		16
15/04/2018	16	14		62							92
16/04/2018	36	75		57			1				169
17/04/2018	295	111		62			1				469
18/04/2018	473	231		60		2	2		2		770
6/05/2018	211	59		329			1	4		2	606
7/05/2018	163	61		433					1		658
8/05/2018	617	73		306			1				997
9/05/2018	985	72		102							1159
10/05/2018	350	16		108							474
11/05/2018	1132	138		22			1		1		1294
12/05/2018	599	106		25					1		731
13/05/2018	1373	47		14							1434
14/05/2018	1716	78		36							1830
15/05/2018	750	62		192			1				1005
16/05/2018	659	26		36							721
17/05/2018	83	9		95					1		188
18/05/2018	104	24		41					1		170
19/05/2018	93	28		35							156
20/05/2018	157	36		67				1			261
21/05/2018	40	18		8					1		67
22/05/2018	70	22		30				2	4		128
23/05/2018	18	16		21				5	3		63
24/05/2018	10	8		16				3	4		41
25/05/2018	35	13		17							65
26/05/2018	18	11		40			1		2		72
27/05/2018	5	13		39					3		60
4/07/2018	17	3		14							34
5/07/2018	26	6		14							46
6/07/2018	54	4		23			4	4			89
7/07/2018	24			16				1			41
8/07/2018	46	7		2							55
9/07/2018	127	16		13							156
10/07/2018	67	13		18							98
11/07/2018	136	6		14			1				157
12/07/2018	85	11		14			1				111
13/07/2018	33	5		16							54
14/07/2018	37			15				1			53

15/07/2018	4			1			2				7
16/07/2018	46	6		10							62
17/07/2018	47	4		11							62
18/07/2018	45	1		15			1				62
19/07/2018	31	3		17			2				53
20/07/2018	24	1		4			1				30
21/07/2018	43	5		26			1				75
22/07/2018	49			13	1			4	2		69
23/07/2018	56	3		13				1	1		74
14/08/2018	62	2		19			1				84
15/08/2018	65	1		22		1	2	1			92
16/08/2018	54	4		10					1		69
17/08/2018	46	9		8			1		1	1	66
18/08/2018	63	10		8			1			1	83
19/08/2018	146	9		8							163
20/08/2018	71	23		20	2	1	1		6		124
21/08/2018	58	18		39			1	1			117
22/08/2018	81	79		40	2			3	1	1	207
23/08/2018	249	69		15							333
9/09/2018	180	176		44			5		2		407
10/09/2018	96	95		17	1	1	4				214
11/09/2018	153	136		22			3				314
12/09/2018	13	50		10		1	2		1		77
13/09/2018	81	81		26		2	2		3		195
14/09/2018	169	101		15		1	1		1		288
15/09/2018	31	44		53		1	1		4		134
16/09/2018	23	59	1	32			1		1		117
17/09/2018	12	49		46		1			1		109
18/09/2018	14	53		40			4				111
19/09/2018	17	46		18			1				82
20/09/2018	3	12		4			1	1	1		22
21/09/2018	52	86		6			6				150
22/09/2018	1	15		7							23
23/09/2018	2	47		6		1	2				58
24/09/2018	23	47		10							80
25/09/2018	20	50		23							93
26/09/2018	13	15		17			4				49
7/10/2018	19	35		27			1				82
8/10/2018	7	32		13		1					53
9/10/2018	8	25		29		2	3				67
10/10/2018	9	34		29			3				75
11/10/2018	6	24		11		2	1				44
12/10/2018	3	18		6			7				34
13/10/2018	10	19		34		4	4				71
14/10/2018	13	96		12			1		2		124
15/10/2018	18	37		11		1	2		1		70
16/10/2018	9	95		4			4				112
17/10/2018	11	41		13		2					67
18/10/2018	12	48		4	3						67
19/10/2018	4	17			1	1	1				24
20/10/2018		3		1			2				6
21/10/2018	4	20		6		1	2				33
22/10/2018		9		3			1				13
Eindtotaal	**13881**	**3734**	**1**	**3465**	**10**	**29**	**99**	**32**	**60**	**5**	**21316**

Punt 4	PIPPIP	PIPNAT	PIPPYG	MYODAU	MYODAS	MYOMYS	PLEAUR	EPTSER	NYCNOC	Totaal
6/04/2018	272	95		44					1	412
7/04/2018	145	54		32			1		2	234
8/04/2018	47	18		14				2	1	82
9/04/2018	18	5		8						31
10/04/2018	84	20		14			2			120
11/04/2018	239	37		143					1	420
12/04/2018	294	45		28		1	1			369
13/04/2018	140	23		80						243
14/04/2018	236	8		189		2			1	436
15/04/2018	219	20		90		2				331
16/04/2018	1372	404	1	357		69			5	2208
17/04/2018	1307	889		302		2		1	1	2502
18/04/2018	1737	583		408		3				2731
6/05/2018	1085	85		237		4	1	2		1414
7/05/2018	594	54		286		2			1	937
8/05/2018	982	22		36		1			1	1042
9/05/2018	661	20		9				1		691
10/05/2018	1706	25		75	1					1807
11/05/2018	2008	33		48						2089
12/05/2018	697	22		6						725
13/05/2018	1543	57		3						1603
14/05/2018	722	22		9						753
15/05/2018	588	22		13				1		624
16/05/2018	93	6		8		2		1		110
17/05/2018	218	12		50		1			1	282
18/05/2018	327	1		33		1		1		363
19/05/2018	131	14		34		1				180
20/05/2018	401	116		23		1		1	3	545
21/05/2018	85	37		9				4		135
22/05/2018	51	21		8				1	3	84
23/05/2018	90	13		12		2		1	3	121
24/05/2018	93	15		23		1				132
25/05/2018	49	5		10				2	1	67
26/05/2018	72	72		22				1	7	174
27/05/2018	22	10		25				3	1	61
4/07/2018	78	2		36		1	1	1		119
5/07/2018	113	3		36		2		2		156
6/07/2018	65	1		30		1				97
7/07/2018	53	31		55		1		1		141
8/07/2018	201	5		32		1				239
9/07/2018	127	1		9						137
10/07/2018	776	1		14						791
11/07/2018	1450	3		6						1459
12/07/2018	1165	5		9		2				1181
13/07/2018	962	8		6		2				978
14/07/2018	427	17		67		7				518

14/08/2018	771	57		7						835
15/08/2018	957	12		7		5				981
16/08/2018	450	8		6						464
17/08/2018	949	17		19						985
18/08/2018	868	24		22						914
19/08/2018	626	13		8						647
20/08/2018	623	15		35	1	1		1	2	678
21/08/2018	553	22		33		1		1		610
22/08/2018	312	24		8	1					345
23/08/2018	269	26		14		1				310
9/09/2018	704	368		11		1	1			1085
10/09/2018	576	252		13	2		1			844
11/09/2018	569	67		14		1	1		1	653
12/09/2018	292	125		10						427
13/09/2018	381	180		29		1	1			592
14/09/2018	408	100		13		2	1			524
15/09/2018	315	220		39			2	1		577
16/09/2018	450	253		30						733
17/09/2018	289	326		44			2	1	3	665
18/09/2018	138	136		65		4	1			344
19/09/2018	92	91		57		1	1			242
20/09/2018	49	58		18		2				127
21/09/2018	3	28		2			1			34
22/09/2018	10	47		8		2				67
23/09/2018										0
24/09/2018	125	69		23		3	3			223
25/09/2018	135	99		32		1	2			269
26/09/2018	51	32		25						108
7/10/2018	37	44		26		2	1			110
8/10/2018	29	35		12		1	2			79
9/10/2018	32	35		17		2				86
10/10/2018	76	55		83		1	1			216
11/10/2018	293	134		9			1			437
12/10/2018	98	55		49		1	2			205
13/10/2018	135	104		58			2			299
14/10/2018	82	309		48						439
15/10/2018	19	47		19		1				86
16/10/2018	30	45		6		1	1			83
17/10/2018	10	25		4			1			40
18/10/2018	3	36		2	5					46
19/10/2018	2	5		1			1			9
20/10/2018	1	9		1		2	1			14
21/10/2018	12	17		2		1	1			33
22/10/2018	2	2		2			1			7
Eindtotaal	**35571**	**6588**	**1**	**3919**	**10**	**150**	**38**	**30**	**39**	**46346**

Bijlage 7. Meervleermuis detecties.

Alle meervleermuis opnames met de vier grotendeels gelijktijdig ingezette automatische detectors (punt nr. 1 tot 4, zie figuur 38 en bijlage 4). De vermoedelijke vliegrichting is op basis van het verschil in tijd, in de veronderstelling dat het die nacht om hetzelfde dier ging.

Datum	Tijd	Tijd na zons-ondergang	Tijd voor zonsopgang	Vermoedelijke vliegrichting	Meetpunt	Opmerking
11/05/2018	1:20	4:03	4:40	zuid	2	dicht tegen zuidkant?
11/05/2018	1:32	4:15	4:28	zuid	4	dicht tegen zuidkant?
23/07/2018	1:41	3:59	2:57	noord	3	detectors 1 en 4 inactief
23/07/2018	1:47	4:05	2:51	noord	2	detectors 1 en 4 inactief
24/07/2018	0:43	3:02	5:15	zuid	2	detectors 1 en 4 inactief
24/07/2018	0:49	3:08	5:09	zuid	3	detectors 1 en 4 inactief
21/08/2018	0:53	4:00	5:46	zuid	1	
21/08/2018	0:57	4:04	5:42	zuid	2	
21/08/2018	1:02	4:09	5:37	zuid	3	
21/08/2018	1:07	4:14	5:32	zuid	4	
22/08/2018	21:54	1:05	8:48	noord	4	
22/08/2018	22:02	1:13	8:40	noord	3	
22/08/2018	22:12	1:23	8:30	noord	1	
23/08/2018	1:23	4:34	5:09	noord	3	
23/08/2018	1:28	4:39	5:04	noord	2	
23/08/2018	1:32	4:43	5:00	noord	1	
10/09/2018	23:29	3:21	7:42	zuid	2	
10/09/2018	23:35	3:27	7:36	zuid	3	
10/09/2018	23:42	3:34	7:29	zuid	4	
11/09/2018	2:20	6:12	4:51	noord	4	dicht tegen zuidkant?
11/09/2018	2:32	6:24	4:39	noord	2	dicht tegen zuidkant?
20/09/2018	20:42	0:56	10:45	?	1	
19/10/2018	0:37	5:53	7:37	noord?	4	
19/10/2018	0:53	6:09	7:21	zuid?	3	
19/10/2018	1:08	6:24	7:06	zuid?	4	
19/10/2018	1:31	6:47	6:53	noord	4	
19/10/2018	1:38	6:54	6:46	noord	3	
19/10/2018	1:48	7:04	6:36	noord	1	
19/10/2018	1:56	7:12	6:18	zuid	1	
19/10/2018	2:48	8:04	5:26	zuid	3	
19/10/2018	2:56	8:12	5:18	zuid	4	
19/10/2018	3:41	8:57	4:33	?	4	
19/10/2018	20:03	1:21	12:11	noord	3	dicht tegen noordkant?
19/10/2018	20:12	1:30	12:02	noord	1	dicht tegen noordkant?

doi.org/10.21436/inbor.17478670